

Univerzita Karlova

Přírodovědecká fakulta

Katedra fyzické geografie a geoekologie

Studijní program: Geografie

Studijní obor: Fyzická geografie a geoekologie



Bc. Barbora Nováková

**Hodnocení diversity společenstev makrozoobentosu v
kontextu kvality fyzického habitatu vodních toků**

Assessment of macroinvertebrates diversity in context of physical
river habitat quality

Diplomová práce

Praha, 2018

Vedoucí práce: práce: RNDr. Milada Matoušková, Ph. D.

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem závěrečnou práci zpracovala samostatně a že jsem uvedla všechny použité informační zdroje a literaturu. Tato práce ani její podstatná část nebyla předložena k získání jiného nebo stejného akademického titulu.

V Praze, dne 15. 8. 2018

Bc. Barbora Nováková

Poděkování

Tímto bych chtěla poděkovat vedoucí mé diplomové práce paní RNDr. Miladě Matouškové, Ph. D. za odborné vedení práce, cenné rady a připomínky jak v terénu, tak i při psaní práce. Dále děkuji RNDr. Zdeňku Klimentovi, CSc., za cenné rady při terénním průzkumu. Za poskytnutí ucelených dat chemismu děkuji Mgr. Kateřině Kujanové a za poskytnutí hodnot průtoků děkuji Mgr. Václavovi Královcovi. Poděkování patří i mé rodině a přátelům za jejich podporu v průběhu celého mého studia.

Zadání diplomové práce

Název práce:

Hodnocení diversity společenstev makrozoobentosu v kontextu kvality fyzického habitatu vodních toků

Cíle práce:

Hodnocení společenstev makrozoobentosu ve třech tocích v povodí horní Zhodnocení efektu provedené revitalizace Sviňovického potoka v porovnání s ostatními referenčními vodními toky. Charakteristika ostatních fyzicko-geografických činitelů ovlivňujících výskyt a diversitu makrozoobentosu, jako je diversita vhodných habitatů, jež jsou životním prostředím vodních organismů.

Použité pracovní metody, zájmové území, datové zdroje:

- rešerše zahraniční a domácí odborné literatury týkající se charakteristiky makrozoobentosu
- stručná geografická charakteristika experimentálních povodí
- terénní průzkum experimentálních povodí, odběry vzorků makrozoobentosu, vody, odběr sedimentů a měření hydrometrickou vrtulí
- určování a vyhodnocení vzorků makrozoobentosu pomocí standardních hodnotících metod a vyhodnocení ostatních naměřených hodnot
- zájmové území: experimentální povodí KFGG PřF UK v oblasti obce Zbytiny
- analyzované období: roky 2009 – 2015
- Zdroje: odborná literatura (WOS – např. časopisy Restoration Ecology, River Research and Application, Applied Ecology, SCOPUS, ScienceDirect, Geobase, domácí odborná periodika), mapové podklady, předchozí odborné studie zájmového území, terénní průzkum, odebrané vzorky.

Datum zadání: 27. 11. 2014

Jméno studenta: Barbora Nováková

Podpis studenta:

Jméno vedoucího práce: RNDr. Milada Matoušková, Ph. D.

Podpis vedoucího práce:

Abstrakt

Výzkum makrozoobentosu je v současnosti nedílnou součástí hodnocení kvality toků. Základní charakteristiky ovlivňující společenstva makrozoobentosu v toku jsou prvky působící z vnějšího prostředí na tok, konkrétně základní geografické parametry lokality, využití půdy v okolí toku a i charakteristika břehů. Uvedené prvky mají značný vliv na působení základních parametrů v toku, mezi které lze řadit průtok, strukturu sedimentů, vstup organického materiálu a znečištění. Parametry ovlivňující společenstva makrozoobentosu se zabývá rešeršní část práce.

Zájmové území zahrnuje tři experimentální povodí v oblasti horní Blanice nedaleko Prachatic. Jedná se jednak o přírodě blízký Tetřívčí potok se zalesněným povodím, dále o napřímený levostranný přítok s převážně lučním povodím a poslední revitalizovaný Sviňovický potok, se dvěma odlišnými úseky – revitalizovaným úsekem a úsekem s napřímeným korytem. Předmětem zkoumání diplomové práce je hodnocení diverzity a vývoje společenstev makrozoobentosu v jednotlivých tocích v zájmové oblasti. Práce prezentuje vyhodnocení společenstev makrozoobentosu na základě široké nabídky indexů (BMWP skóre, ASTP index, EPT index a indexy diversity) a srovnává jejich diverzitu za využití abundančního grafu. Celkové hodnocení je shrnuto vyžitím AHC a PCA analýz. Dále práce charakterizuje jednotlivé toky a konkrétně lokality odběrů z hlediska hydromorfologie a chemismu. Z výsledků je patrná změna v kvalitě jednotlivých toků a jsou pozorovány změny ve společenstvech makrozoobentosu na základě aktuálních podmínek v toku.

Abstract

Research of macroinvertebrates is currently an important part of the assessment of stream quality. Basic characteristics influencing macroinvertebrates communities in the streams are elements from the external environment influencing streams, specifically basic geographic parameters of the site, land-use in the catchment and characteristics of the banks. These elements have a considerable influence on effect of the basic parameters in the stream, which are flow, sediment structure, input of organic material and pollution. Research part of the thesis is about the parameters influencing macroinvertebrates communities.

Research area of this work includes three different catchments in the upper part of Blanice catchment area near Prachtice. There is one nature stream with forest in it's catchment, stream with a predominantly meadow basin and last stream is characterized by two distinct stretches - a revitalized section and a section with concrete bottom. The subject of this diploma thesis is evaluation of diversity of macroinvertebrates communities in all streams in the research area. Thesis evaluate communities of macroinvertebrate using a wide range of indexes (BMWP score, ASTP index, EPT index a diversity indexes) and compares their diversity by using rank-abundance graph. All results are summarized using AHC and PCA analysis. It further characterizes individual steams depending on macroinvertebrates and, in particular, the sampling sites in terms of hydromorphology and chemistry. Results show a change in the quality of individual streams, and changes in macroinvertebrates community based on actual flow conditions.

Obsah

1	Úvod	9
2	Cíle práce.....	10
3	Základní charakteristika makrozoobentosu	11
3.1	Abiotické podmínky ovlivňující rozložení makrozoobentosu.....	12
3.1.1	Rychlost proudění	13
3.1.2	Substrát	14
3.1.3	Teplota.....	16
3.1.4	Sezónní změny v rozložení makrozoobentosu	17
3.1.5	Využívání půdy a dopady na společenstva makrozoobentosu	17
3.2	Revitalizace a jejich vliv na společenstva makrozoobentosu	18
3.3	Typy potravních skupin	20
3.4	Charakteristika vybraných nejhojněji se vyskytujících skupin makrozoobentosu	22
3.4.1	Zástupci z řádu hmyzu.....	22
3.4.2	Ostatní zástupci.....	24
4	Charakteristika zájmové oblasti povodí horní Blanice	25
4.1	Geologické poměry povodí	26
4.2	Geomorfologické poměry povodí	27
4.3	Klimatické poměry povodí.....	28
4.4	Hydrologické poměry	29
4.5	Pedologie.....	30
4.6	Vegetace.....	31
4.7	Územní ochrana	31
4.8	Sociálně-geografická charakteristika.....	31
4.9	Charakteristika fyzického habitatu zájmových vodních toků.....	33
4.9.1	Tetřívčí potok	33
4.9.2	Zbytinský potok	34
4.9.3	Bezejmenný levostranný přítok Zbytinského potoka.....	35
4.9.4	Sviňovický potok.....	36
5	Metodika	40
5.1	Odběr dnových sedimentů pro zrnitostní analýzu	40
5.2	Měření hydrometrickou vrtulí.....	41
5.3	Hodnocení chemismu.....	41

5.4	Odběry makrozoobentosu	42
5.5	Metodické postupy při zpracování vzorků makrozoobentosu.....	43
5.5.1	BMWP skóre	43
5.5.2	ASPT index.....	44
5.5.3	EPT index	44
5.5.4	Index diversity	45
5.5.5	Abundantní graf	46
6	Zdroje dat	47
7	Výsledky.....	48
7.1	Vyhodnocení odběru sedimentů.....	48
7.2	Vyhodnocení měření hydrometrickou vrtulí.....	49
7.3	Vyhodnocení chemismu	50
7.3.1	Teplota.....	51
7.3.2	Rozpuštěný kyslík	51
7.3.3	Hodnoty chemické spotřeby kyslíku CHSK_{Mn}	52
7.3.4	pH	53
7.3.5	Konduktivita	54
7.3.6	Rozpuštěné látky	55
7.3.7	Huminové látky	56
7.3.8	Amoniakální dusík N-NH_4^+	56
7.3.9	Dusičnanový dusík N-NO_3^-	57
7.3.10	Celkový fosfor.....	58
7.4	Vyhodnocení makrozoobentosu	59
7.4.1	Vyhodnocení abundancí makrozoobentosu	60
7.4.2	Vyhodnocení vzorků makrozoobentosu za využití indexů	62
7.4.3	Sezónního změny ve výskytu makrozoobentosu	71
7.4.4	Podobnost mezi jednotlivými toky na základě společenstev makrozoobnetosu za využití dendrogramu	73
7.5	Souhrnné vyhodnocení výsledků	75
8	Diskuse	79
9	Závěr.....	86
10	Zdroje	88
11	Seznam příloh.....	100

1 Úvod

Vodní toky jsou nedílnou součástí krajiny. V minulosti sloužily jako významné cesty, poskytovaly obživu, lidé zakládali svá sídla v jejich blízkosti a respektovali jejich přirozenou dynamiku. V souvislosti s rozvojem průmyslu, sídelní infrastruktury a mechanizace zemědělství se lidstvo začalo odvracet od přírody a docházelo k velkému množství radikálních úprav s cílem, co nejrychleji odvést vodu z krajiny. Bohužel tyto technické zásahy se v průběhu let ukázaly jako nevhodné pro krajinu a celkové hospodaření s vodou. Koncem minulého století (od 70. let) zpočátku v západní Evropě, nejprve Anglie, dochází k prvním pokusům o navrácení toků do přirozeného stavu (Just, 2003). Následné revitalizace pokračují i v dalších částech Evropy a ve zbytku vyspělé části světa. V současné době je snaha uvést řeky do přírodně blízkého stavu a zlepšit kvalitu vody, tomu napomáhají nadnárodní dohody jakou je Rámcová směrnice o vodách Evropské unie.

Jedním z mnoha cílů revitalizací je zvýšení biodiverzity a heterogenity habitatů, které osidlují mimo jiné společenstva makrozoobentosu, jež jsou základním ukazatelem zdravého toku. Diverzita společenstev makrozoobentosu je ovlivněna řadou faktorů, základními jsou kvalita vody, struktury koryta, využití půdy v povodí (Guse et al., 2015), přírodní katastrofy ale i klimatické změny (Guse et al., 2015; Sundermann et al., 2013).

V této práci jsou analyzovány společenstva makrozoobentosu ze tří vodních toků nacházejících se v oblasti povodí horní Blanice, nedaleko obce Zbytiny. Ačkoliv se jedná o velmi malé vodní toky, můžeme v nich najít bohatá společenstva makrozoobentosu. Makrozoobentos je posuzován z několika úhlů, prvním z nich je sledování diverzity a abundance společenstev, jak v rámci jednoho toku v průběhu šesti let, tak i porovnáním společenstev mezi odlišnými toky. Na základě odebraných vzorků makrozoobentosu je hodnocena kvalita vod a dále je posuzován vliv revitalizace, chemismu, vazby na fyzický habitat i využití krajiny v povodí. Základní charakteristiky odběrových lokalit jsou hodnoceny na základě odebraných vzorků sedimentů, měření rychlosti proudění a chemických jednotek, které jsou obsah kyslíku, konduktivita, pH a teplota.

2 Cíle práce

Cílem této práce je vyhodnotit stav společenstev makrozoobentosu ve třech tocích v povodí horní Blanice v období probíhajícího monitoringu KFGG PřF UK. Pomocí vyhodnocení biodiverzity, abundance a dalších statistických ukazatelů porovnat vzorky makrozoobentosu mezi toky navzájem. Na základě vyhodnocení makrozoobentosu zhodnotit efekt provedené revitalizace Sviňovického potoka v porovnání s ostatními vodními toky. Následuje výzkum ostatních činitelů ovlivňujících výskyt a diversitu makrozoobentosu, jako je diversita vhodných habitatů, jež jsou životním prostředím vodních organismů.

Teoretickou částí práce je rešerše odborné literatury, zabývající se především makrozoobentosem jeho významem ve vodním toku, jeho využitím při sledování stavu vodního toku a o jednotkách, které ovlivňují výskyt a biodiverzitu makrozoobentosu.

Aplikační část práce probíhala v terénu, kde došlo k odběrům makrozoobentosu (v letech 2012, 2014 a 2015). V laboratoři došlo k následné determinaci vzorků makrozoobentosu. V terénu dále proběhl odběr sedimentů, měření rychlosti proudění a chemických jednotek, které jsou obsah kyslíku, konduktivita, pH a teplota.

Analytická část práce hodnotí a porovnává determinované vzorky makrozoobentosu za využití vhodných indexů a statistických metod. V analytické části jsou dále hodnoceny ostatní naměřené parametry.

3 Základní charakteristika makrozoobentosu

Makrozoobentosem označujeme vodní bezobratlé dosahující velikosti více než 0,5 mm a vyskytující se na dně vodního toku. Ve většině případů se jedná o larvální stádia hmyzu, která jsou vodní a naopak dospělci jsou suchozemští. Typicky larvální stádia jsou obvykle dlouhá a naopak život dospělců je velmi krátký. Společenstva makrozoobentosu se skládají z poměrně bohaté nabídky řádů. Nejdůležitějšími skupinami tekoucích vod z třídy hmyzu (*Insecta*) jsou podle Giller et Malmqvist (2000) řády *Ephemeroptera*, *Plecoptera*, *Trichoptera*, *Diptera*, *Coleoptera*, *Hemiptera*, *Megaloptera* a *Odonata*. Dalšími hojně zastoupenými skupinami, které již nepatří do třídy hmyzu je třída *Oligochaeta* (máloštětinatci) s podtřídou *Hirudinea* (pijavice), třída *Acari* (roztoči), dále třída *Crustacea* (korýši) s nejznámějším řádem *Amphipoda*, třída *Turbellaria* (ploštěnky) a *Mollusca* (měkkýši).

Makrozoobentos má několik nezastupitelných významů ve vodním toku. Má zásadní postavení v potravním řetězci, nejen, že sám makrozoobentos je významnou složkou potravy dravých bezobratlých, ryb, obojživelníků, některých ptáků a rejsků, ale samotný makrozoobentos se živí bakteriomasou a fytoomasou a tím ovlivňuje koloběh živin, jejich následnou přeměnu a přenos živin z jedné části ekosystému do druhé (Králová, 2001).

Společenstva makrozoobentosu jsou skupinou vodních organismů velmi citlivou na přítomnost organického znečištění a na změny v jejich přirozeném prostředí (Králová, 2001). Tudíž jsou využívány jako bioindikátory k průběžnému monitorování fyzikálních a chemických podmínek ve vodních tocích v mnoha vyspělých zemích. Jejich sledování je zahrnuto ve vodní rámcové směrnici Evropské unie pro sledování jakosti vod v Evropě (Rolauffs et al., 2004; Sandin et al., 2004).

Mnohé druhy makrozoobentosu, především zástupci třídy hmyzu, jsou schopny tzv. driftu, což znamená, že se uvolní z podkladu a proudem se nechají unášet a následně opět usedají. K tomuto jevu dochází v případě nepříznivých podmínek, jakými jsou např. snížený obsah kyslíku, zvýšení teploty apod. Zpětný návrat do horních částí toku je zajištěn letem dospělců proti proudu na vhodné místo pro kladení vajíček (Hartman et al., 2005).

Monitoring využívající makrozoobentos vychází z mnoha benefitů, jež tyto společenstva vykazují. Nachází se téměř ve všech sladkovodních biotopech. Výskyt určitých druhů odráží aktuální podmínky lokality odchyty, díky jejich životnímu cyklu až 6 měsíců nám poskytují stálý přehled o podmínkách v toku (Králová, 2001). Některé druhy sladkovodních bezobratlých jsou velmi citlivé na napětí produkované znečištěním, na změnu stanovišť, nebo na dopady vzniklé extrémními přírodními jevy, zatímco jiné druhy jsou více tolerantní (Voshell, 2002; Yao et al., 2017). Příkladem významu bentosu je jejich přispění k odstraňování dusičnanů při mikrobiálních procesech. Obvykle jsou společenstva využita k detekci organického znečištění a zejména jsou vhodné pro vyhodnocení dopadu stresorů, jakými jsou acidifikace, toxické látky, hydromorfologická degradace toku a využívání půdy v povodí (Hering et al., 2004). Poslední velmi značnou výhodou je časově i nákladově nenáročné vzorkování do úrovně čeledí ve srovnání s chemickým a fyzikálním vyhodnocením kvality vody (Bode et al., 1996), které nám také poskytují cenné informace o aktuálním stavu toku. Nevýhodou sledování společenstev makrozoobentosu je vykazování sezónních změn, jež mohou narušit pravidelné odběry (Meier et al., 2006).

Dvě skupiny organismů - ryby a makrozoobentos jsou efektivně používány ke sledování stavu vodních toků a slouží také jako indikátory úspěšné revitalizace (Lepori et al., 2005). Použití zmiňovaných organismů je součástí standardizovaných metod Vodní rámcové směrnice Evropské unie, která vešla v platnost v prosinci roku 2000 (Water Framework Directive, 2000). Tato směrnice požaduje nové homogenní metody hodnocení stavu řek napříč Evropou (Sandin et Hering, 2004), za účelem dosažení „dobrého ekologického stavu“. Vysoký a dobrý ekologický stav, musí mít stejný význam ve všech členských státech, neboť všechny vodní útvary musejí dosáhnout dobrého ekologického stavu, a tento cíl musí být stejný ve všech členských státech. Nové standardizované metody jsou založeny na použití biologických indikátorů (př. bentičtí bezobratlí) sloužících k determinaci ekologického stavu toku.

3.1 Abiotické podmínky ovlivňující rozložení makrozoobentosu

Ve vodních ekosystémech jsou klíčové abiotické podmínky, které charakterizují jednotlivé fyzické habitaty. Podle Greškové et al., (2007) je fyzický habitat životním prostředím ryb a makrozoobentosu. Jednotlivé fyzické habitaty v průběhu toku vytvářejí na základě hydromorfologických podmínek pestrout diverzitu.

Základními abiotickými podmínkami ve vodních ekosystémech jsou rychlost proudění, substrát a teplota. Další podstatnou podmínkou je chemismus vody, který je variabilní v závislosti na zmiňovaných abiotických podmínkách, především jsou však významné hodnoty pH a množství rozpuštěného kyslíku (Pastuchová et al, 2010). Autoři Sawa et Popek (2011) považují účinky substrátu spolu s hydraulickými vlastnostmi toku za nejvýznamnější faktory ovlivňující množství makrozoobentosu.

Proudění vody ovlivňuje tvar koryta a rozložení substrátu. Pro vodní ekosystém je důležité dodávání živin a plynů a odvádění odpadních produktů. Substrát proudících toků je velmi variabilní a liší se lokalita od lokality. Ve vodním ekosystému je substrát velmi důležitý jako podklad pro řasy, úkryt pro makrozoobentos a mnoho druhů ryb před predátory a proudem. Teplota ovlivňuje všechny životní procesy (tempo růstu, životní cykly, atd.) ve vodním toku. Veškerá produktivita ekosystému je pod vlivem teploty (Allan et Castillo, 2007). V této kapitole je dále popsán vliv teploty, vliv sezónnosti a vliv využití půdy na výskyt makrozoobentosu.

3.1.1 Rychlost proudění

Rychlost proudění se výrazně mění v průběhu toku a to v důsledku tření o dno, strany koryta a vyhýbání se a překážkám. Rychlost proudění je charakteristická pro každý tok na základě vnějších přírodních podmínek, jako jsou geologie, geomorfologie, klima a jeho změny a vegetace (Allan et Castillo, 2007).

Rychlost proudění je označována jako jeden z nejvýznamnějších faktorů ovlivňujících rozmístění společenstev bezobratlých (Hartman et al., 2005). Druhovému složení bentosu tekoucích vod je mnohem pestřejší než u vod stojatých. Proudění vody u mnoha druhů zapříčinilo vytvoření vhodných adaptací k životu v peřejnatých úsecích, např. přísavky, ploché tělo nebo těžké schránky. Organismy bez potřebných adaptací vyhledávají klidnější úseky toku např. za a pod kameny, trsy vodních rostlin nebo tůň (Hartman et al., 2005). To potvrzuje i studie Pastuchové et al. (2010), kteří zjistili, že habitaty s odlišným typem proudění byly obydleny rozdílnými společenstvy makrozoobentosu. Společenstva, která obývala habitaty bez proudění, se ukázala být nejchudší, pokud jde o početnost jednotlivých skupin taxonů, studie naznačila důležitost proudění v toku jako komplexní proměnnou zahrnující hydraulické atributy, které ovlivňují distribuci makrozoobentosu.

Změny ve využívání půdy způsobené člověkem mají největší efekt na změny proudění v toku. V extrémních situacích změny ve využití půdy mohou následně pozměnit množství

srážek, jako např. odlesnění velké oblasti sníží atmosférickou vlhkost a důsledkem je snížení množství vody v toku a snížení proudění, především v suchých částech roku. Vytvářením odvodňovacích systémů, vybetonováním koryt, jejich zahloubením a narovnáním má pozdější vliv na zrychlení povrchového odtoku. Urbanizace má velmi silný efekt na proudění, nahrazení vegetace chodníky a budovami, redukuje transpiraci a infiltraci a tyto nepropustné povrchy značně zvyšují množství a rychlost odtékající vody, to má samozřejmě značný vliv na biotu (Pastuchová et al, 2010).

Proudění může působit i jako negativní přírodní faktor, a to v případě povodní. V tomto případě jsou vodní organismy přímo ovlivněny proudem, nebo nepřímo erozí substrátu a v obou případech musí vynakládat značné množství energie k udržení si pozice na svém stanovišti. Závažnost dopadu extrémní události, lze určit na základě schopnosti organismů rekolonizovat místa narušení, což je v případě dostatečného množství habitatů jednodušší (Allan et Castillo 2007).

3.1.2 Substrát

Allan a Castillo (2007) charakterizují substrát jako veškerý materiál (organického i anorganického původu) nacházející se na dně, nebo stranách vodního toku, včetně útvarů vyčnívajících z toku.

Anorganický dnový materiál vzniká erozí a abrazí. Sedimenty jsou přiváděny do koryta z povodí, ze svahů, vodou tekoucí po povrchu země, dále z horního toku a z místních přítoků. Okamžité zásobování sedimenty obvykle pochází pouze z koryta a břehů. Eroze říčních břehů je důležitým zdrojem sedimentů, děje se tomu přirozeně, když tok meandruje. Transport sedimentu je zahájen, jakmile proud dosáhne dostatečné rychlosti. Velikost částic, jež mohou být erodovány a transportovány se liší v závislosti na rychlosti proudění (Allan et Castillo, 2007).

Vstup a transport sedimentů je důležitý, jelikož silně ovlivňuje dynamiku koryta a má vliv na kvalitu habitatů. Dynamická rovnováha, která je pro správně funkční tok nezbytná, nastává, když je eroze a akumulace sedimentů v korytě v rovnováze. Nadměrné množství nebo naopak nedostatek sedimentů má škodlivý dopad na vodní ekosystémy a může přinášet i negativní dopady pro člověka a infrastrukturu (Allan et Castillo, 2007).

Názorné zvýšení rozmanitosti substrátů bylo možné sledovat po provedené revitalizaci Sviňovického potoka, což popisuje (Kliment et al., 2008). Nástup postupné eroze břehů

a vytváření malých meandrů, vedlo ke zvětšení šířky a hloubky dna, tím došlo k vyvolání erozních a akumulačních procesů, jež zapříčinily nárůst rozmanitosti substrátu.

Organický substrát je velmi důležitou složkou vodních toků (Allan et Castillo, 2007). V přirozených tekoucích vodách je velké množství organického substrátu odlišného původu a velikosti. Jedná se o drobné organické částice, řasy, mechy, listový opad, zakořeněné rostliny a dřevo různé velikosti až po padlé stromy (Lafont, 2011). Přítomnost dřeva v toku ovlivňuje geomorfologii toku, tvar koryta, formování tůní, nebo naopak peřejnatých úseků, také podporuje proces zrnitostní diferenciace sedimentů a přímo ovlivňuje habitat (Máčka et Krejčí, 2010; Roštinský et al., 2010).

Dnový materiál je determinován velikostí. Kvantifikace sedimentů je důležitá z hlediska organismů žijících ve vodě. Velikost sedimentů vytváří odlišné habitaty, které jsou charakteristické odlišnými zástupci makrozoobentosu. Úseky přeje-tůně jsou výsledkem třídění částic do různé velikostní škály. Peřejnaté úseky jsou charakteristické vysokou rychlostí proudění, jsou mělké a substrát je tvořen hrubší frakcí (štěrkem až valouny) naopak hlubší úseky s pomalým prouděním a jemným substrátem jsou tůně (Allan et Castillo, 2007). Skupiny makrozoobentosu jsou typicky spojovány s určitým typem substrátu, jež tvoří vhodná stanoviště se základními potřebami daných organismů, jako jsou potravní zdroje, úkryt a možnost reprodukce (Padro et Armitage, 1997; Biesel et al., 1998). Obecně je jemný substrát charakterizován jako poměrně chudý, především pro makrozoobentos. Tato charakteristika je dána především díky jeho nestabilitě, snížené propustnosti a pórovitosti, dále obsahuje malé množství detritu a ovlivňuje nízkou dostupnost rozpuštěného kyslíku (Allan et Castillo, 2007). Tvzení potvrzují Sutherland et al. (2012) jež ukazují, že abundance a diverzita bezobratlých je největší v substrátu s větší velikostí částic nikoliv však balvany a skalnaté podloží.

Dnový substrát poskytuje bentickým organismům prostor pro značnou část jejich životního cyklu, jsou zde chráněni před proudem i před predátory. Peřejnaté úseky jsou nejvíce preferovány skupinami *Dugesidae*, *Ephemeroptera*, *Elmidae*, *Plecoptera*, *Simuliidae*, *Orthocladiinae* a *Oligochatea* (Carlson et al., 2013; Lehotský et al., 2016). Naopak *Sphaeriidae*, *Gammariidae*, *Chironomidae*, *Cordulegastridae*, *Oligochatea*, a tři skupiny z řádu *Diptera* (*Orthocladiinae*, *Tanytarsini*, *Tanypodinae*) jsou mnohem početnější v tůních (Carlson et al., 2013; Lehotský et al., 2016).

Hospodaření člověka má výrazný vliv na strukturu sedimentů ve vodním toku (Lange et al., 2014). Velké množství jemného sedimentů se dostává do vodního systému především prostřednictvím intenzivního zemědělství, to má za následek nárůst živin ve vodě (Hering et al., 2013; Lange et al., 2014).

Transport sedimentů a pohyb částic ovlivňuje potravní mechanismy makrozoobentosu, např. znemožňuje získávání potravy filtrátorům či ničí sítě k získávání potravy chrostíků, dále znemožňuje přichycování k podkladu (Jones et al., 2011; Hering et al., 2013). Zanesení říčního dna může změnit chování organismů zabráněním jejich pohybu, nebo naopak narůstáním tempa jejich migrace, dalšími následky mohou být snížení substrátové diverzity nahromaděním sedimentů a zanášení prostor mezi kameny jemným sedimentem, výsledkem je nedostatek vhodných stanovišť ve vodním ekosystému. Tato situace může ovlivnit dostupnost potravních zdrojů, včetně dodávky organické hmoty a dále znemožnit vývoj jedinců, jejichž vajíčka se vyvíjí v prostorech mezi štěrky (Jones et al., 2011). Tyto jevy ovlivňuje složení komunity s ohledem na bohatost a hojnost některých skupin bezobratlých (Jones et al., 2011). Sutherland et al. (2012) uvádějí snížení hustoty všech potravních skupin bezobratlých, jako důsledek přebytku usazeného sedimentu. Ve stejné studii poklesl počet taxonů všech potravních skupin, kromě potravní skupiny drtičů, při nárůstu usazených sedimentů.

3.1.3 Teplota

Teplota je proměnnou veličinou, která ve vodním toku ovlivňuje rozložení druhů, jejich rozmístění po celé délce toku, příjem živin, rychlost metabolismu organismů a i biologickou produkci celého ekosystému. Teplota vodních toků se obvykle mění v sezónním a denním měřítku a mezi odlišnými geografickými regiony díky místnímu klimatu, přítomnosti břehové vegetace a vstupu podzemní vody. Každý druh je omezen určitým teplotním rozpětím, které je limitováno geografickou polohou, nadmořskou výškou a zeměpisnou šířkou.

Teplota vodního toku se mění v reakci na lidskou činnost. Následkem lidské činnosti je změna teplotního režimu, např. odstraněním břehové vegetace, kdy více světla dosahuje dna toku (Allan, 2004). Změna souvisí také se změnou proudění v toku související se změnou substrátu na nepropustné podloží. Další změny v teplotě vodního toku zapříčiňují například – výstavba vodní nádrže a v neposlední řadě je zásadní i změna klimatu (Allan et Castillo, 2007).

3.1.4 Sezónní změny v rozložení makrozoobentosu

Rozložení makrozoobentosu ve vodním toku vykonává značné sezónní změny v reakci na aktuální podmínky vně toku. Nichols et al. (2016) popisují výrazně odlišné vzorky makrozoobentosu mezi jarním a podzimním odběrem. Zjistili, že v podzimních vzorcích byl vyšší výskyt druhů žijících připevněných na substrátu a také vyšší výskyt potravní skupiny sběrači (filter-feeders viz kapitola 3.3). Na jaře byl naopak vyšší výskyt reofilních druhů (reofilní organismy preferují výskyt v rychle tekoucích vodách). Uvedený výsledek argumentují snížením rychlosti proudění na podzim oproti jaru. Stejný výsledek byl zjištěn i ve studii (Carlson et al., 2013), kde dále zmiňují, že nejen vysoký průtok vody, ale i omezující podmínky při tání ledu na jaře měli za následek nižší abundance a diverzitu bentosu. Vedle rychlosti proudění naznačují i vliv využívání půdy, který je intenzivnější na jaře než na podzim. Autoři Carlson et al. (2013) při porovnání podzimních a jarních vzorků makrozoobentosu, vysvětlují, že průměrné početnosti mnohých zástupců z třídy hmyzu byly nižší na jaře (*Orthocladinae*, *Tanytarsini*, *Chironomini*), zatímco množství druhů nepatřící do hmyzu (*Oligochaeta*, *Pisidium* spp.) byly relativně stabilní v obou odběrech.

Meier et al. (2006) zmiňují, že ideální období pro odběr makrozoobentosu se liší pro malé a velké vodní toky. Upřednostňují odběr v řekách s povodím menších než 100 km² na jaře, konkrétně v období únor až duben a řeky s povodím větší než 100 km² časné léto, květen až červenec. Obecně je však nutné vyvarovat se odběru vzorků při extrémních hydrologických podmínkách, konkrétně během povodně, nebo těsně po jejím skončení a dále v období sucha. Dále Meier et al. (2006) nedoporučují odběr makrozoobentosu po technickém zásahu, nebo údržbě řeky. Vzorky odebrané za nevhodných podmínek nejsou opakovatelné a reprezentativní.

3.1.5 Využívání půdy a dopady na společenstva makrozoobentosu

Hlavními stresory ovlivňující vodní toky jsou změny ve využití krajiny v povodí – intenzivní zemědělství, odlesnění, urbanizace, těžba, nadměrné odčerpávání vody a regulace průtoků. Zejména ve střední Evropě, je mnoho toků ve špatném stavu nikoliv vlivem těžkého organického znečištění, ale kvůli hydromorfologické degradaci nebo intenzivnímu využívání půdy v povodí (Hering et al., 2004). Nevhodné využívání půdy je hlavním motorem ekologického zhoršení toků, dochází k zatížení živinami a pesticidy a ke zvýšení sedimentace. Dopady těchto jednotlivých činitelů nebo jejich kombinace vedou ke snížení biodiverzity,

z důvodu snižování kvality vody, biologicky nevhodných režimů proudění, rozšíření bariér, pozměněné vstupy organické hmoty nebo slunečního záření, degradace stanovišť apod. Ve skutečnosti pro mnoho revitalizovaných míst může být kvalita vody nedostačující k obnovení rozmanitosti bezobratlých (Dahm et al., 2013).

Zemědělství je hlavní a největší uživatel sladké vody po celém světě a je hlavní příčinou poklesu kvality vody a zhoršení kvality stanovišť (Allan, 2004; Larned et al., 2010). Potoky v povodích se zemědělskou činností jsou často postiženy mnoha stresory, jako jsou zvýšená hladina živin, jemné sedimenty a změny v hydromorfologii. Stanoviště tůní zemědělských toků byly charakterizovány jemným sedimentem a vyšším poměrem CPOM (coarse particulate organic matter – hrubé částice organického materiálu) v porovnání s peřejnatými toky (4,51 v zemědělském toku ve srovnání s 2,63 v zalesněném toku) (Carlson et al., 2013). Studie Carlsona et al. (2013) popisovala, že rozdíly ve využití půdy v povodí byly korelovány s rozdíly v makrohabitatech. V konečném důsledku se projeví rozdíly v taxonomickém složení vzorků zemědělských i zalesněných toků a mezi tůňmi a peřejnatými úseky.

V případě, že je vodní tok zcela narušen lidskou činností a došlo k napřímení koryta, je výsledkem destrukce břehů a přirozených habitatů. Tento jev je spojen s dramatickým úbytkem biodiverzity a to i přes to, že by kvalita vody dosahovala dobré úrovně. Tento případ zásahu do vodních toků je znám především z městských oblastí (Lafont, 2011).

3.2 Revitalizace a jejich vliv na společenstva makrozoobentosu

Ve vyspělých státech (nejprve Anglie, později zbytek západní Evropy) se od 70. let 20. století začínají rozvíjet vodohospodářské revitalizace. Na našem území se první revitalizace uskutečňují až po roce 1990 (Just, 2003). Cílem revitalizačních opatření je rekonstrukce narušené krajiny a obnova k přírodě blízkému stavu. Plně fungující říční ekosystém označuje Palmer et al. (2005) za soběstačný bez jakýchkoliv potřebných zásahů. V dnešní kulturní krajině je však nemožné dosáhnout plně přírodního stavu (Matoušková, 2003).

Hlavní cíle revitalizačních úprav zmiňuje Kliment et al. (2008) a jsou jimi – úprava nevhodně provedených úprav pozemků, zlepšení obhospodařování půdy a velkoplošného odvodnění, zvýšení retenční schopnosti krajiny zpomalováním povrchového a podzemního odtoku, obnova přirozené funkce vodních ekosystémů a zvyšování samočisticí schopnosti

vody. V Evropě se prosazuje jako jeden z hlavních cílů revitalizací zlepšení ekologického stavu vodních toků (Dahm et Hering, 2016). Všechna úspěšná opatření k obnově musí být založena na zdravých ekologických principech a pochopení hydrologických procesů (Jensen et al., 2006). Autoři Dahm et Hering (2016) zmiňují, že při plánování obnovy jsou vyžadovány znalosti o umístění populací citlivých druhů, jejich rozšíření a rozestup v toku. Zdrojové populace makrozoobentosu se často nacházejí v pramenných úsecích, kde chemické a fyzikální podmínky jsou obvykle méně pozměněné. Dále jsou velmi běžné v horských regionech, kde je využití krajiny poznamenáno podstatně méně než v nížinách (Dahm et Hering, 2016).

Do obnovy přirozené funkce vodních ekosystémů můžeme zahrnout velmi často zmiňovaný cíl revitalizačních projektů vodních toků, čímž je zvýšení heterogenity habitatů a následné podpoření zvýšení biodiverzity (Sundermann et al., 2011). Revitalizace vodního toku zahrnuje širokou škálu pasivních a aktivních opatření. Jedná se o zlepšení fyzické struktury toku rozvolněním koryta, utvořením meandrů, vysázení pobřežní dřevinné vegetace a přidáním vhodných struktur, které vytvoří odlišné habitaty s rozdílnou rychlostí proudění (peřej – tůň). Vhodnými strukturami jsou nejen hrubé sedimenty, ale velmi významnou strukturou, která v upravených tocích chybí je mrtvé dřevo (Palmer et al. 2010; Kail et Wolter 2011). Výsledné revitalizované části by měli ukázat vyšší počet říčních a lužních habitatů (Jähnig et al., 2009). V souladu s rámcovou směrnicí o vodě jsou hydromorfologické prvky říčního kanálu podporou pro biologické hodnocení ekologického stavu toků (Pastuchová et al., 2008).

Heterogenita stanovišť může poskytovat větší plochu povrchu s více fyzickými útočišti, a vyšší nebo více variabilní dodávku potravních zdrojů. Nejedná se jen o stanoviště přímo v toku, ale i břehy jsou místem pro výskyt vodního hmyzu a potravním zdrojem pro ostatní živočichy (Lafont, 2011). Destrukce břehů jak z přírodních příčin či zásahem člověka příkladem je konstrukce umělých břehů, znamená značnou změnu pro celý habitat (Lafont, 2011).

Dosáhnout většího úspěchu revitalizace lze využitím většího rozsahu faktorů, jak doporučuje Roni et al. (2008). Nejprve navrhuje zaměřit se na ochranu kritických stanovišť, zlepšit kvalitu vody, obnovit procesy v povodí a poté zlepšit strukturu habitatů v toku. Po splnění těchto požadavků – zlepšení kvality vody, průtoku a břehových podmínek, může biota skutečně reagovat na heterogenitu stanovišť. Velkého úspěchu je možné dosáhnout

zmírněním vlivů antropogenní činnosti v tocích, možnými činnostmi jako jsou management dešťové vody, změny v lesním hospodářství či zemědělství, ochrana půdy a vysázení břehové vegetace.

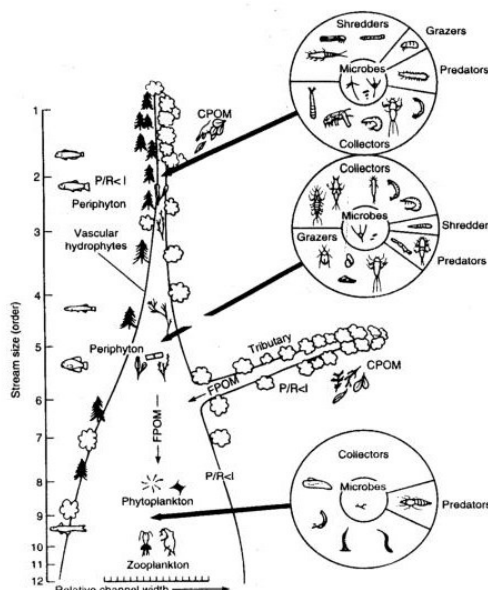
Při sledování úspěšnosti revitalizace pomocí zmíněných organismů je nutné brát ohledy na zvolené cíle revitalizace, jelikož jen zvýšení heterogenity habitatů nemusí být úspěšné z hlediska společenstev makrozoobentosu, jehož následné sledování neprokáže změnu (Lepori et al., 2005). Je tedy důležité se zaměřit i na ostatní stresory ovlivňující říční ekosystémy, následné ztráty citlivých organismů a celkovou redukci biodiverzity, jak zmiňuje článek (Palmer et al., 2010), kde se zaměřili na porovnání mnoha revitalizačních projektů za účelem zjištění následného vlivu na makrozoobentos.

3.3 Typy potravních skupin

Jednotlivé habitaty vodních toků, lze charakterizovat i podle poměru výskytu základních potravních skupin makrozoobentosu (functional feeding groups) (Giller et Malmqvist, 2000). Rozdělení makrozoobentosu vychází z teorie říčního kontinua, jež zahrnuje očekávané změny vstupů a výstupů energie po celé délce toku, propojuje řádovost toků, zdroje energie, potravní síť a živiny. Rice et al. (2001) zmiňují, že největší množství druhů se obvykle vyskytuje ve vodních tocích se střední řádovostí, protože prostředí spojená s nízkým a vysokým řádem jsou méně variabilní.

Model toku je podle teorie říčního kontinua rozdělen na tři základní úseky (Obrázek 1):

- Horní tok (headwaters) – řeky 1. - 3. řádu, obvykle zalesněný region, zastíněný tok s listovým opadem.
- Střední tok (medium-sized streams) – řeky 4. – 6. řádu, velké množství řas, méně zastíněná oblast a větší poměr P/R (poměr hrubé primární produkce a respirace).
- Dolní tok (large rivers) – 7. a vyšší řády, největší roli hraje vstup energie z toků vyšších řádů a z povodí.



Obrázek 1: Schématické znázornění teorie říčního kontinua (Allan et Castillo, 2007)

Potravní skupiny makrozoobentosu jsou rozděleny na základě druhu přijímané potravy a mechanismů získávání potravy (Allan et Castillo, 2007). Základní potravní zdroje potravy makrozoobentosu ve vodních tocích jsou perifyton (společenstvo rostlin a mikroorganismů porůstající předměty ponořené ve vodě), CPOM (coarse particulate organic matter), FPOM (fine particulate organic matter) a zvířecí kořist. Charakteristiku potravních skupin znázorňuje následující tabulka.

Tabulka 1: Základní charakteristika potravních skupin makrozoobentosu; (Giller et Malmqvist, 2000; Allan et Castillo, 2007)

potravní skupina	zdroje potravy	potravní mechanismus	příklady
drtiči/kouskovači (shredder)	CPOM, listový opad, makrofyt a mrtvé dřevo	žvýkání	plži, mnoho čeledí z řádů <i>Trichoptera</i> , <i>Plecoptera</i> , <i>Crustacea</i> , <i>Diptera</i> , <i>Coleoptera</i>
filtrátoři (filterer-collector/ suspension feeder)	FPOM a mikrobiota, především bakterie a malí autotrofové ve vodním sloupci	vychytávají potravu pomocí filtračních ústrojí, nebo si staví síť	sítě vytvářející <i>Trichoptera</i> ; <i>Simuliidae</i> a několik zástupců <i>Ephemeroptera</i>
sběrači (collector-gatherer/ deposit feeder)	FPOM a mikrobiota, především bakterie a biofilm	sbírají materiál z povrchu, a zahrabaný v jemném sedimentu	zástupci <i>Ephemeroptera</i> ; <i>Chironomidae</i> a <i>Ceratopogonidae</i>
spásáči (grazer) seškrábávači (scrapers)	perifyton a biofilm	spásání nebo seškrábání potravy na povrchu sedimentů	zástupci z řádů <i>Ephemeroptera</i> , <i>Trichoptera</i> , <i>Diptera</i> , <i>Lepidoptera</i> a <i>Coleoptera</i>
predátoři	živočišná kořist	lov	<i>Odonata</i> , <i>Megaloptera</i> ; několik málo zástupců <i>Plecoptera</i> , <i>Trichoptera</i> , <i>Diptera</i> a <i>Coleoptera</i>

3.4 Charakteristika vybraných nejhojněji se vyskytujících skupin makrozoobentosu

3.4.1 Zástupci z řádu hmyzu

Hmyz jakožto nejpočetnější třída organismů patří mezi nejnápadnější obyvatele potoků a řek. Ve většině případů se jedná o larvální stádia hmyzu, která jsou vodní, zatímco dospělci jsou suchozemští. Larvální stádia mají podstatně delší délku života, zatímco délka života dospělců je krátká. Velmi důležité skupiny hmyzu v tekoucích vodách jsou podle Giller et Malmqvist (2000) *Ephemeroptera*, *Plecoptera*, *Trichoptera*, *Diptera*, *Coeloptera*, *Hemiptera*, *Megaloptera* a *Odonata*.

3.4.1.1 *Ephemeroptera* – jepice

Larvy jepic převážně osidlují ekosystémy stojatých až mírně tekoucích vod. Nejčastěji je možné je nalézt v horních vrstvách kamenitého substrátu, na vyšších rostlinách nebo i zahrabané v sedimentech.

Larvy jepic jsou především spásací nebo sběrači, jejichž hlavní složku potravy tvoří drobné řasy, jemný detrit a perifyton, i když pár rodů patří mezi predátory. Nejhojnějšími zástupci jepic jsou čeledi *Baetidae*, *Heptageniidae* a *Ephemerellidae*. Někteří zástupci čeledi *Ephemeridae*, *Heptageniidae*, a *Siphonuridae* filtrují částice z vody.

Jepice v horních částech substrátu vyhledávají potravu, jsou zde nechráněni nejen před predátory, ale také pro přímé proudění vody. Pro čeleď *Baetidae* je charakteristické, že se vyskytuje v horních vrstvách substrátu a využívá vodního proudu k driftu za účelem nalezení lepší potravy. Jelikož larvy tvoří součást driftu, jsou důležitou kořistí ryb, především mladých lososů (Giller et Malmqvist, 2000).

Jepice jsou užitečnými ukazateli pro sledování znečištění vody v tocích a řekách vzhledem k jejich toleranci k nízké koncentraci kyslíku. Také se vyznačují značnou citlivostí vůči kyselým podmínkám, i přes to, že několik druhů jepic může tolerovat nízké pH a některé druhy čeledi *Leptophlebiidae* byly nalezeny ve vodách s pH pod 4 (Hartman et al., 2005).

3.4.1.2 *Plecoptera* - pošvatky

Larvy pošvatek jsou charakteristickými obyvateli chladných, čistých potoků nízkých řádů. Několik taxonů je známo svým výskytem v alpských a vysoce latentních jezerech. Na území Česka se nejvíce druhů této čeledi nachází v povodí Vltavy, výjimečná druhová bohatost je v pohoří Šumavy a Novohradských hor, kde jsou důležitou součástí horních

a středních částí toků (Bojková et Soldán, 2013; Korča, 2016). Většinou se nachází v habitatu s kamenitým substrátem a často v jeho mezerách, nebo je jejich výskyt častý v akumulacích napadaného listí. Čeledi *Leuctridae* a *Nemouridae* jsou saprofágové živíci se detritem, jejich životní cyklus je načasován do sezóny podzimního padání listí, kdy se dají očekávat jejich nejvyšší abundance.

Pošvatky jsou velmi významnými ukazateli kvality toku, který je vysoce citlivý na změny v jejich habitatu a jsou citlivé k organickému znečištění v toku, přesněji k nízkým koncentracím kyslíku. Naopak jsou tolerantní vůči kyselým podmínkám. (Giller et Malmqvist, 2000; Hartman et al., 2005; Bojková et Soldán, 2013).

3.4.1.3 Trichoptera – chrostíci

Larvy chrostíků často představují nejvyšší biomasu společenství makrozoobentosu potoků, slouží jako důležitý zdroj obživy pro různé druhy ryb a ptáků, podobnou charakteristikou je typická i skupina *Diptera* viz dále.

Osidlují celou řadu významných sladkovodních prostředí, mají vysoké nároky na obsah kyslíku a svým výskytem indukují stupeň čistoty vody. Mnoho druhů se nachází v místech slabšího proudění, kde se organický materiál hromadí na dně. Jiní se nachází v místech s vegetací, nebo v úsecích s kameny a štěrkem s typicky rychlejším prouděním (Hartman et al., 2005). Zatímco mnoho druhů přijímá široké spektrum potravy, jsou druhy, jejichž prostředky získání potravy mohou být vysoce specializované. Příkladem různých potravních skupin charakteristických pro řád *Trichoptera* jsou drtiči, sběrači a seškrabávači. Další typickou charakteristikou chrostíků, která se odvíjí od specializace na potravu, je jejich rozdělení do dvou kategorií, druhy volně žijící (veslovací a tvořící síť) a druhy stavějící si úkryt (Giller et Malmqvist, 2000).

3.4.1.4 Diptera - dvoukřídlí

Diptera jsou velmi rozmanitým řádem hmyzu, ke kterému patří mnoho vodních forem. Nejčetnějšími čeleděmi jsou *Chironomidae*, *Simuliidae*, *Tipulidae*.

Chironomidae jsou velmi početná skupina, široce rozšířená ve velké variabilitě habitatů od přechodných po permanentní, od malých toků po velké řeky a jezera (Giller et Malmqvist, 2000). Tvoří základ většiny našich vod, zvláště stojatých. Čeleď *Chironomidae* (řád *Diptera*) je typickým zástupcem tůní, což potvrzuje i jejich zařazení do potravní skupiny sběrači (collector-gatherers; viz kapitola 3.3) a preferují jemné sedimenty (Relyea et al., 2012). Živí se živými i mrtvými mikroskopickými rostlinami a jemným rostlinným detritem.

Potravu sbírají z povrchu substrátu nebo ji filtrují. Mají význam jako konzumenti uhynulých organismů planktonu, padajících nepřetržitě z vodního sloupce na dno. Tvoří důležitou složku potravy ryb a podílejí se na samočisticích procesech (Hartman et al., 2005).

Larvy čeledi *Simuliidae* jsou omezeny na čistý a lotický ekosystém, kde filtrují malé částice z vody. Larvy *Simuliidae* jsou důležitou složkou proudících vod a někdy mohou dosáhnout velmi výrazných hustot (Giller et Malmqvist, 2000; Hartman et al., 2005).

Tipulidae tvoří velmi důležitou roli ve vodních tocích, jelikož se podílejí na rozkladu organického materiálu. Mnoho druhů této čeledi jsou drtiči, jejichž hlavní složkou potravy je listový odpad (Giller et Malmqvist, 2000).

3.4.1.5 Coleoptera - brouci

Velmi významnými zástupci ze skupiny brouků v peřejnatých úsecích toků je skupina *Elmidae*. Všichni zástupci čeledi *Elmidae* jsou dobrými indikátory čistoty vody (Boukal, 2004). Většinou se jedná o malé pomalu pohyblivé druhy držící se na substrátu. Hlavní složkou potravy je jemný detrit s přidruženými organismy, které jsou ze substrátu oškrabávány. Z ekologického hlediska mají zásadní význam v rozkladu organického materiálu (Giller et Malmqvist, 2000).

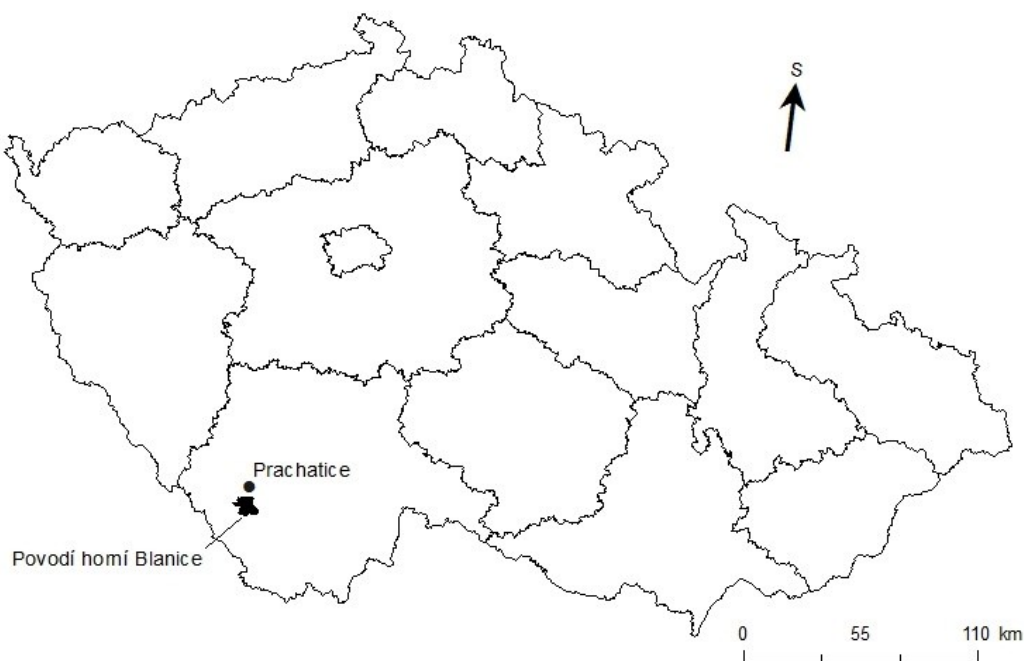
Ostatní druhy brouků tvoří také významnou složku tekoucích vod, zejména v pomalu tekoucích úsecích.

3.4.2 Ostatní zástupci

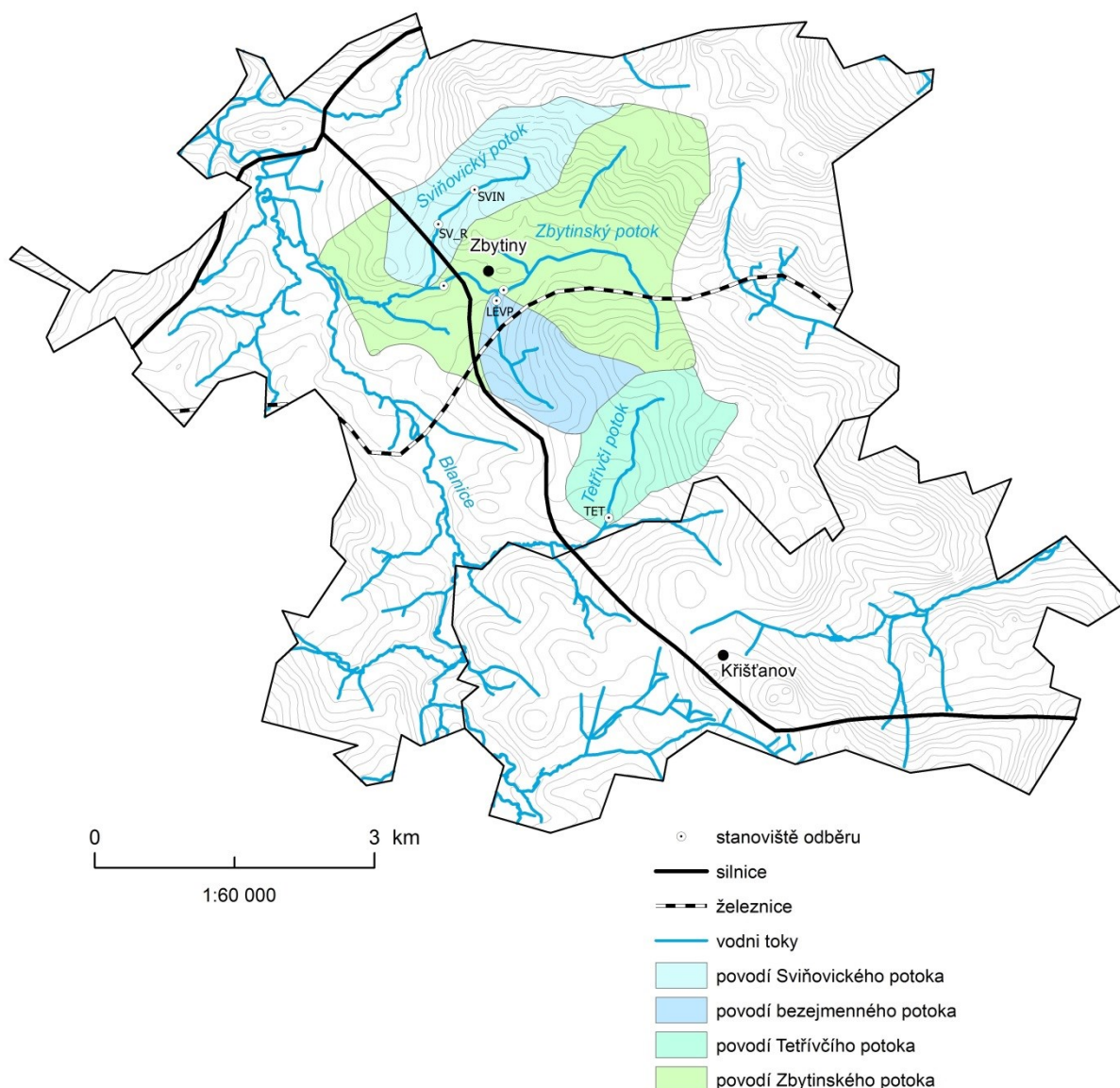
Velmi významnými zástupci vodních toků jsou korýši. V pramenných tocích může být poměrně početný řád korýšů *Amphipoda* – různonožci. *Amphipoda* jsou všežravci, konzumující jak mrtvý organický materiál, tak i perifyton. Nejhojněji se nachází v místech, kde dochází k sedimentaci rostlinných zbytků, pod kameny, v porostech mechů a játrovek, nebo pod uvolněnou kůrou mrtvého dřeva. Jsou nároční na obsah kyslíku ve vodě (Giller et Malmqvist, 2000; Spänhoff et al., 2000; Hartman et al., 2005). Dosahují značných abundancí v tocích se stálým prouděním a dostatečným zdrojem potravy. Nejznámější čeledí je čeleď *Gammaridea* – blešivci. Pennak (1989) popisuje hustotu čeledi *Gammaridea* až nad 10 000 na m² v pramenných tocích s vegetací a hustotou několik tisíc jedinců na m², se kterou se můžeme setkat v tocích bez vegetace a lesních tocích druhé řádovosti.

4 Charakteristika zájmové oblasti povodí horní Blanice

Výzkumná lokalita se rozkládá v Šumavském podhůří jižně od města Prachatic v Jihočeském kraji (Obrázek 2). Zájmovým územím je povodí horní Blanice od pramene po Blanický mlýn (77,3 říční km). Oblast Šumavského podhůří je velmi významnou pramennou oblastí, jejíž vodní toky jsou málo kontaminovány škodlivinami. Práce se detailněji zabývá třemi drobnými vodními toky v experimentálním povodí KFGG (katedry fyzické geografie a geoekologie) v oblasti horního toku Blanice. Vodními toky jsou Tetřivčí potok (TET), levostranný přítok Zbytinského potoka (LEVP) a Sviňovický potok (SV_R – revitalizovaný úsek a SVIN – nerevitalizovaný úsek horního toku), který je pravostranným přítokem také Zbytinského potoka (Obrázek 3).



Obrázek 2: Poloha zájmové oblasti v rámci Česka; Zdroj: ARCDATA



Obrázek 3: Lokalizace zájmových vodních toků a lokalit odběrů; zdroj: ARCDATA, DIBAVOD

4.1 Geologické poměry povodí

Podhůří Šumavy je orograficky řazeno do Českého masivu, vzniklém při variském vrásnění před 380 – 300 mil. lety. Zájmové území se nachází v jedné ze čtyř soustav Jihočeské vysočiny, v soustavě Šumavy. Jednotka je zlomového původu, tvoří ji krystalické břidlice a hlubinné vyvřeliny. Spolu s Českomoravskou vrchovinou a oblastí Českého lesa patří soustava k nejstarším jádrům Českého masivu (Häufner et al., 1960). Z této tzv. šumavské větve moldanubického krystalinika vystupují břidličnaté horniny (zejména pararuly, ruly, svory, křemence a krystalické vápence), jež jsou prekambriického až paleozoického stáří a zaujímají ze 74 % plochy povodí (Hintnaus, 2011). Severní část povodí horní Blanice tvoří jednotvárná série složená z několika typů rul a migmatitů. Ústí

Zbytinského potoka zasahuje do linie procházející mezi jednotvárnou sérií a křišťanovickým granulitovým masivem, kterým je tvořeno povodí Zbytinského potoka. Granulity a granulitové ruly jsou lemovány nesouvislým, stovky metrů širokým pruhem amfibolitů či serpentinitů Kodým (1962).

4.2 Geomorfologické poměry povodí

Převážné území Čech zahrnuje geomorfologická provincie Česká vysočina. Zájmová oblast povodí horní Blanice se v rámci geomorfologického členění nachází na hranici dvou celků – Šumava (podcelek: Želnavská hornatina) a Šumavské podhůří (podcelek: Prachatická hornatina). Údolí Zbytinského potoka vytváří hranici mezi uvedenými podcelky. Podcelek Želnavská hornatina leží v jižní části povodí horní Blanice a patří sem též velká část povodí Zbytinského a Tetřívčího potoka. Dále se dělí na okrsky Křišťanovická vrchovina a Knížecí hornatina. Okrsek Křišťanovická vrchovina leží v okolí území obce Křišťanov. Podcelek Prachatická hornatina se dále dělí na okrsek Libínská hornatina (podokrsky Libínský hřbet a Zbytinská vrchovina) (Balatka et Kalvoda, 2006).

Tabulka 2: Geomorfologické členění v zájmovém území povodí horní Blanice; zdroj: Balatka et Kalvoda, 2006

celek	podcelek	okrsek	podokrsek
Šumava	Želnavská hornatina	Křišťanovická vrchovina	Skalinská honatina
		Knížecí hornatina	Arnoštovká pahorkatina Chlumská hornatina
Šumavské podhůří	Prachatická hornatina	Libínská hornatina	Libínský hřbet Zbytinská vrchovina

Sklonitostní poměry zájmového území, konkrétně povodí Tetřívčího a Zbytinského potoka popsal ve své diplomové práci Malý (2009). Celkově se uvedené lokality ve sklonitostních poměrech významně neliší. Vyšší hodnoty sklonitosti jsou v povodí Zbytinského potoka (maximální sklonitost 13,8° a průměrná sklonitost 4,95°), v povodí Tetřívčího potoka jsou hodnoty sklonitosti nepatrně nižší (maximální sklonitost 12,3° a průměrná sklonitost 4°). Autor tedy zmiňuje, že i přes to, že sklonitostní poměry nejsou v zájmovém území příliš odlišné, lze předpokládat, že vyšší sklony na méně zalesněném povodí povedou k většímu zastoupení povrchového odtoku.

Expozice se mezi jednotlivými zájmovými povodími také příliš nelišily, nejvýrazněji je zastoupena západní expozice. Velký podíl zaujímají i svahy obrácené na jihozápad

a severozápad. Značný rozdíl mezi povodími je u jižních svahů, v oblasti Tetřívčího potoka jsou druhou nejvíce zastoupenou kategorií, zatímco na Zbytinském potoce jsou zastoupeny minimálně. Další značný rozdíl je i v zastoupení severních svahů, které se vyskytují pouze u Zbytinského potoka. Vzhledem ke skutečnosti, že většina srážek v zájmovém regionu přichází od jihozápadu lze předpokládat, vyšší přísun srážek, díky návětrnému efektu (Malý, 2009).

4.3 Klimatické poměry povodí

Zájmové území podle Quittovy klasifikace (1971) patří do nejteplejší chladné klimatické oblasti CH7. Tato oblast je charakteristická velmi krátkým až krátkým, mírně chladným a vlhkým létem. Zima je dlouhá, mírná a vlhká s dlouhotrvající sněhovou pokrývkou. Jaro je mírně chladné a podzim mírný. Průměrná teplota dosahuje v lednu -3°C až -4°C , průměrná teplota v červenci je 15°C až 16°C (Quitt, 1971).

Podle světově používané Köppenovy klasifikace klimatu, která je pro Česko zpracována v atlasu podnebí (Tolasz et al., 2007), je povodí řazeno do kategorie Dfb. V tomto pásmu je průměrná teplota nejteplejšího měsíce nad 10°C a nejchladnějšího měsíce méně než -3°C . Průměrné teploty se pohybují mezi 4 až 6°C , nejchladnějším měsícem je leden (průměrná teplota je v rozmezí od -5°C do -3°C), ročně se v oblasti vyskytuje v průměru 160 – 180 mrazových dní (tj. dny, při kterých minimální teplota klesne pod bod mrazu 0°C). Nejteplejším měsícem je červenec s průměrnými teplotami v rozmezí od 14°C do 17°C . Letních dnů (tj. dny, při kterých je maximální teplota alespoň 25°C) v této oblasti průměrně nenastává více než 20 ročně.

Zájmová oblast je relativně bohatá na srážky. Srážky v nejvlhčím měsíci převyšují srážky v měsíci nejsušším, ale méně než desetkrát, a srážkový úhrn v nejvlhčím zimním měsíci je menší než trojnásobek úhrnu srážek v nejsušším letním měsíci roční průměrné úhrny se pohybují mezi 700 – 800 mm, v letním půlroce (duben – září) činí průměrný srážkový úhrn 450 – 500 mm. Sněhové srážky se vyskytují v průměru 70 – 90 dní za sezónu a sněhová pokrývka se drží v průměru 60 – 100 dní (Tolasz et al., 2007).

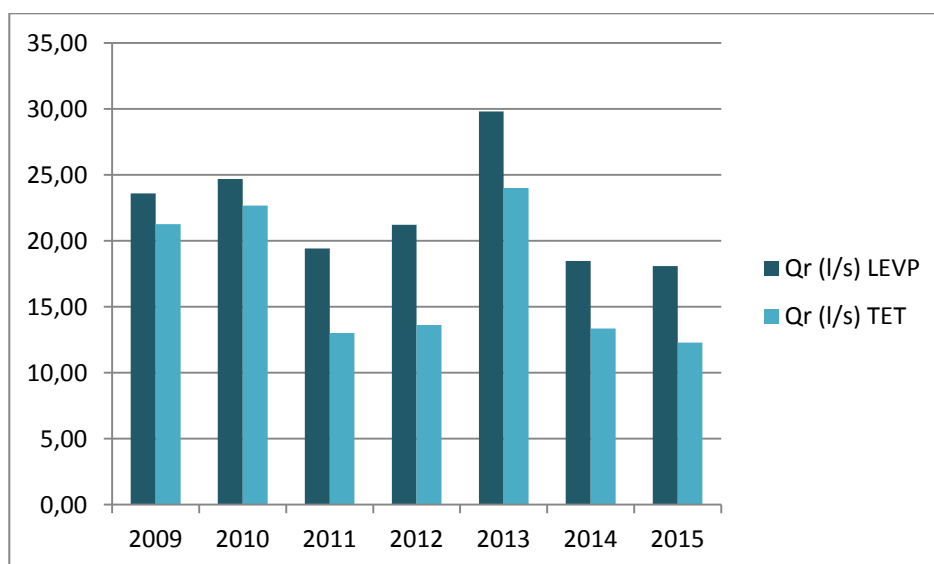
Srážkové údaje se shodují s měřeními srážkoměrné stanice Zbytiny, které probíhají od června roku 1984. Stanice se nachází v bezprostřední blízkosti závěrového profilu Zbytinský potok v nadmořské výšce 786 m n. m. Průměrný roční úhrn srážek podle nich činí 742,9 mm.

Srážkově nejvydatnější jsou letní měsíce srpen 88,5 mm a červenec 85,9 mm, srážkově nejméně 40,4 mm a únor 44,8 mm (Hujsová, 2010).

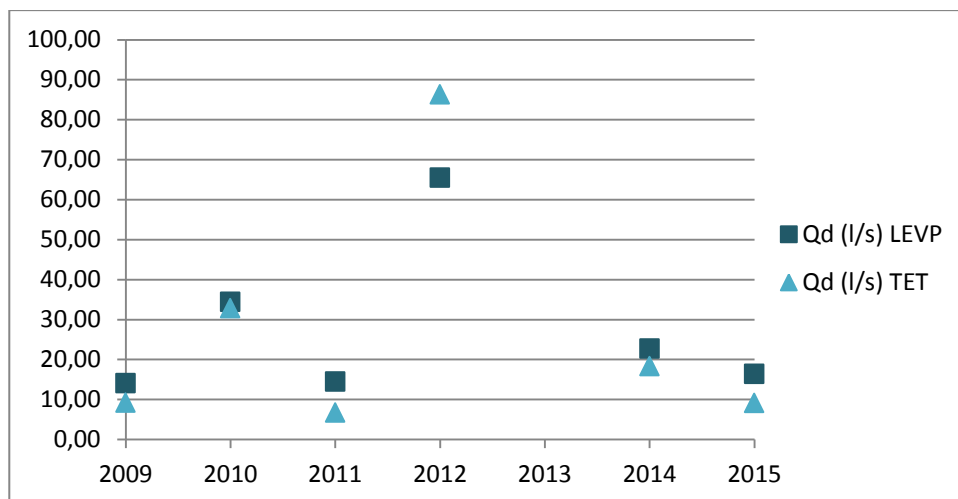
Podobné údaje jsou získávány i ze srážkoměrné stanice Spálenec, která leží v nadmořské výšce 787 m n. m. na levém břehu řeky Blanice. Za období 1962 – 2010 je průměrný roční úhrn srážek 744 mm. Nejdeštivější měsíce v roce jsou červen a červenec. Jejich měsíční průměrná hodnota překračuje 90 mm. Srážkově nejslabší jsou zimní měsíce únor a leden, (s úhrny 42,7 a 41,8 mm). Minimální měsíční úhrn nastal v říjnu v roce 1965 (0,6 mm) a nejvyšší měsíční úhrn v srpnu 2002 (452 mm), jednalo se o období spojené s katastrofálními povodněmi roku 2002. Nejvyšší denní úhrny se objevují během přívalových dešťů, nejčastěji v srpnu (8 z 10 nejvyšších denních úhrnů). Absolutní denní maximum (126,6 mm) bylo naměřeno 11. 8. 2002 (Hintnaus, 2011).

4.4 Hydrologické poměry

Spolu s hodnotami srážek souvisí i hodnoty průtoků, které jsou počítány z hodnot naměřených hladinoměry na sledovaných tocích v oblasti Zbytin. Konkrétní umístění hladinoměrů na Tetřivčím a Zbytinském (v této práci levostranný přítok - LEVP) charakterizují Královec et al., (2016). Základní charakteristiku průměrných ročních průtoků na uvedených tocích charakterizuje Graf 1. Následující Graf 2 charakterizuje hodnoty průtoků v době odběrů v lokalitě TET a LEVP.



Graf 1: Průměrné roční průtoky v rozmezí let 2009 - 2015 (l/s) v lokalitách LEVP a TET; zdroj dat: Václav Královec



Graf 2: Hodnoty průtoků v době odběrů vzorků makrozoobentosu (l/s) v lokalitách LEVP a TET; zdroj dat: Václav Královec

Z hlediska odtokového koeficientu, který charakterizují v povodí TET a LEVP Královec et al. (2012) je povodí Tetřívčího potoka charakterizováno nižším objemem odtoku vody než povodí Zbytinského potoka, roční rozdíl je 12 %.

4.5 Pedologie

Charakteristické půdy v zájmovém území jsou kryptopodzoly a kambizemě. Kryptopodzoly jsou charakteristické pro vyšší polohy s chladným vlhkým klimatem, vznikaly především pod kyselými horskými bučinami, příp. smrčínami, jako lesní půdy jsou obvykle vysoce produktivní. Kambizemě jsou půdy nejvíce rozšířeny v nadmořských výškách mezi 450 – 800 m a jsou vázány na členitý reliéf (Tomášek, 2007). Významně zastoupeným půdním typem je těž glej (resp. glej zrašeliněný), úzce vázaný na lokality s výskytem trvale zvýšené hladiny spodní vody (Culek, 1996; Vondra, 2004). Podle půdní mapy v měřítku 1: 50 000 České geologické služby převažuje ve sledovaném území kambizem mesobasická následovaná kryptopodzolem modálním. Obě tyto půdy jsou typické pro podhorské oblasti (Hintnaus, 2011).

V zájmovém území se konkrétně povodími Zbytinského (v této práci jako LEVP) a Tetřívčího potoka z hlediska pedologie zabýval Vlček (2018). Povodí Tetřívčího potoka charakterizuje zastoupením převážně glejů a organozemí, ty jsou následovány výskytem kambizemí, jejíž výskyt je výrazný v povodí Zbytinského potoka. Ve vyšších nadmořských výškách v území se nachází kryptopodzol.

4.6 Vegetace

Lesní společenstva v oblasti Šumavy jsou typická nižší druhovou pestrostí fytoocenóz, což je ovlivněno geologickým podložím, reliéfem a půdami chudými na obsah vápníku. Šumava je nejrozsáhlejší zalesněná oblast ve střední Evropě (Culek, 1996). Původní vegetace byla z části nahrazena nepřírozenými smrkovými monokulturami. K rozsáhlým typům nelesních stanovišť patří mesofilní louky, tato stanoviště vznikla sukcesí na předchozí orné půdě (Hryzáková, 2008). Původní vegetace byla zjištěna z mapy potenciální přirozené vegetace České republiky (Neuhäuslová-Novotná et Moravec, 1998), ze které vyplývá, že by zde měla převládat bučina s kyčelnicí devítilistou.

Podle Vlčka (2017) je povodí Zbytinského potoka charakterizováno ze 2/3 loukami a z 1/3 hospodářským lesem s převahou smrku. V povodí Tetřívčího potoka je tomu naopak, převažuje zde více les charakterizovaný především smrkovou monokulturou s příměsí dubu a borovice.

4.7 Územní ochrana

Zájmová lokalita je velmi významná z hlediska ochrany přírody. Téměř 80 % území se nachází v Chráněné krajinné oblasti Šumava. Od roku 2005 spadá daná oblast pod Natura 2000, jako ptačí oblast, i jako evropsky významné lokality Šumava a Boletice (Hryzáková 2008). Dále jsou součástí území i čtyři ZCHÚ. Prvním z nich je NPP Prameniště Blanice, které se nachází v horním toku stejnojmenné řeky. Území bylo vyhlášeno především díky výskytu populace vzácného a kriticky ohroženého mlže – perlorodky říční (*Margaritifera margaritifera*), za účelem ochránit biotop s jejím výskytem, který je nejvyšší ve střední Evropě. Perlorodka říční slouží jako indikátor nejčistší vody v toku a je důkazem neporušeného ekosystému (Hujšlová, 2010). Zbýlé tři zvláště chráněné oblasti jsou PR Pod Farským vrchem s bývalými významnými jalovcovými pastvinami a rašelinnými společenstvy, PP Vyšný – Křišťanov a PP Pod Sviňovicemi, s výskytem šafránu bělokvětého.

4.8 Sociálně-geografická charakteristika

Ve sledované lokalitě jsou nejvýznamnějšími sídly obce Zbytiny s 307 obyvateli a Křišťanov se 109 obyvateli (Ministerstvo vnitra České republiky, 2017). Obce jsou

propojeny komunikací druhé třídy II/165. Oblast velmi málo zastavěna s nízkou hustotou zalidnění. Celkově se jedná o člověkem málo ovlivněné území.

Zájmová oblast byla ve druhé polovině 20. století značně zemědělsky využívána a docházelo zde k umělému odvodňování pomocí trubkové drenážní sítě. Nejvíce postiženou oblastí bylo povodí Zbytinského potoka, kde docházelo k odvodnění pomocí podpovrchové drenážní sítě za účelem využití ploch k zemědělství. V povodí Tetřívčího potoka došlo k podobné situaci, kde výstavba sítě povrchových odvodňovacích kanálů byla provedena za účelem výsadby hospodářského lesa na původních zamokřených loukách. Dodnes je drenážní síť v terénu patrná (Malý, 2009; Kalkus, 2016; Královec et al., 2016; Vlček, 2018).

V současné době pokračuje trend úbytku orné půdy. Na území převládá primární sektor s vhodnými podmínkami pro chov dobytka (ovce, skot) a lesní hospodářství. Oblast Tetřívčího potoka je ze dvou třetin zalesněna s převahou jehličnatého lesa a zastavěná oblast tvoří pouhých 0,7 %. Povodí Zbytinského potoka je charakteristické převahou luk až 56 %, následují lesy s převahou smrku a méně s borovicí. Zastavěná plocha zaujímá 2,3 % povodí (Malý, 2009).

Konkrétní hodnoty charakterizující využití půdy v jednotlivých povodích byly zjištěny v programu ArcGIS pomocí vrstvy Corine Land Cover (2015). Výsledné hodnoty charakterizuje Tabulka 3.

Tabulka 3: Využití půdy v zájmových povodích; zdroj: Corine Land Cover, 2015

lokality	využití půdy	km ²
Sviňovický potok	louky	1,46
	zemědělské oblasti s přirozenou vegetací	0,55
	jehličnaté lesy	0,098
Tetřívčí potok	louky	0,35
	zemědělské oblasti s přirozenou vegetací	0,0059
	jehličnaté lesy	1,25
	nízký porost v lese	0,27
levostranný přítok Zbytinského potoka	nesouvislá sídelní zástavba	0,015
	louky	1,018
	jehličnaté lesy	0,39

Zemědělské využití půdy v povodích, je hlavním zdrojem znečištění ve sledovaných tocích. Dalším konkrétně bodovým zdrojem znečištění je v případě Tetřívčího potoka čistírna odpadních vod v obci Křišťanov s vyústěním do samotného toku. Další čistírna odpadních vod spolu s obtočným rybníkem je v obci Zbytiny, možné znečištění se týká části Zbytinského potoka, která není součástí této práce.

4.9 Charakteristika fyzického habitatu zájmových vodních toků

4.9.1 Tetřívčí potok

Tetřívčí potok je podle absolutní řádovosti tok V. řádu, číslo hydrologického pořadí je 1-08-03-006. Samotný vodní tok má tři bezejmenné přítoky, jeden levostranný a dva pravostranné. Tetřívčí potok je pravostranným přítokem Blanice, do které se vlévá na 84,5 říčním kilometru v nadmořské výšce 798 m n. m. na území NPP Prameniště Blanice. Pramen se nachází mezi obcemi Koryto a Křišťanov v nadmořské výšce 890 m n. m. Délka vodního toku je 3,9 km a plocha povodí 6,1 km² (Kohoutek et al., 1987). Nejvyšším bodem povodí je vrchol Skaliny s nadmořskou výškou 958 m n. m. Zájmovou lokalitou této práce je pouze povodí bezejmenného pravostranného přítoku Tetřívčího potoka, nadále v této práci bude zmiňován jako Tetřívčí potok (TET).

Tetřívčí potok (Obrázek 4) je přírodní meandrující tok se střídajícími se přirozenými morfofluviálními strukturami jako jsou peřeje a tůňe. V diplomové práci Hryzákové (2008) byl hodnocen II. třídou jakosti. Převážnou část povodí až 68 % zaujímají lesy, zde typicky smrkové porosty. Oblast je protkána sítí povrchových, uměle vytvořených kanálů, které byly v minulosti vystaveny za účelem výsadby hospodářského lesa. Dnes již síť uměle vytvořených kanálů není udržována a místy je zahrazena napadanými dřevinami. V oblasti se během jarních měsíců vyskytuje stojatá voda z tání sněhu (Malý, 2009).

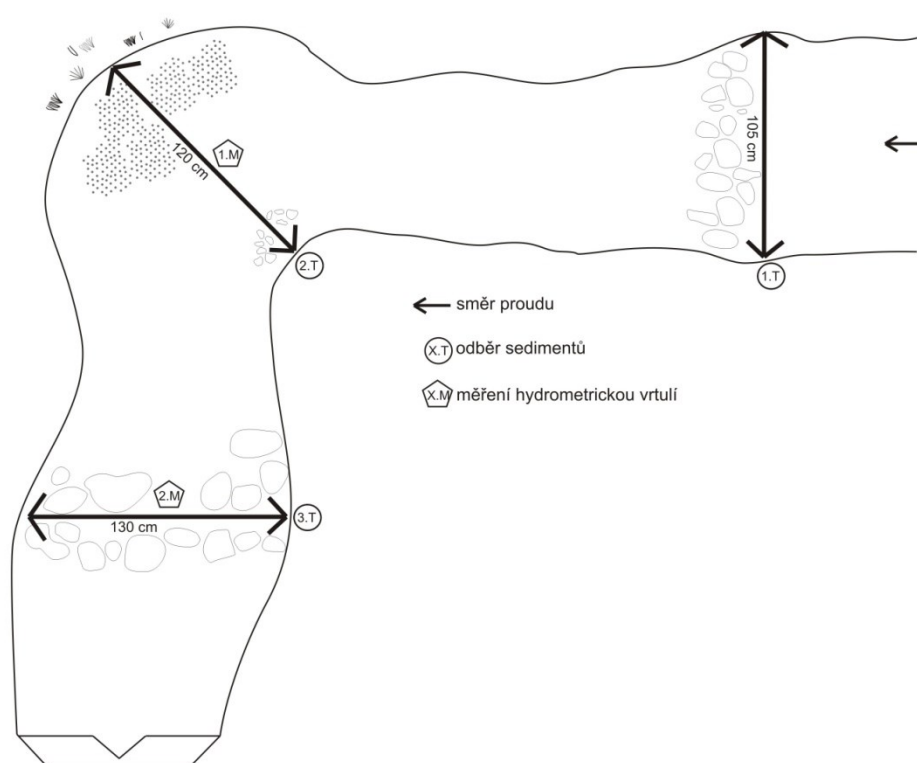


Obrázek 4: Tetřívčí potok s měrným přelivem a hladinoměrem KFGG PřF UK v Praze, (březen 2014); Foto: Nováková

Následující schéma (Obrázek 5) znázorňuje konkrétní detailní úsek toku, kde došlo k odběru makrozoobentosu, dále jsou vyznačena místa odběru sedimentů a měření hydrometrickou vrtulí. Lokalizace odběrového místa je znázorněna na mapě (Obrázek 3).

Podél vodního toku je typická lesní vegetace, stromové patro je zastoupeno smrkem (*Picea*) a v patře bylinném se nachází ostřice (*Carex*), kaprad' samec (*Dryopteris filix-mas*), osladič obecný (*Polypodium vulgare*), brusnice borůvka (*Vaccinium myrtillus*), samorostlík klasnatý (*Actaea spicata*), věšenka nachová (*Prenanthes purpurea*), atd.

Tetřívčí potok je přírodě blízký vodní tok, vzhledem ke střídajícím se habitatům, různé rychlosti proudění a variabilnímu složení sedimentů lze očekávat pestré složení společenstva makrozoobentosu. Schéma znázorňuje dva peřejnaté úseky a jednu tůň. Tůň je nejhlubší úsek 0,3 m ve sledované lokalitě, nachází se zde klasicky jemný sediment a rychlost proudění zde byla naměřena minimální. Naopak peřejnatý úsek nad měrným profilem, byl velmi mělký 0,09 m s rychlostí proudění $0,148 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ a byl zastoupen hrubým sedimentem. Vyhodnocení a shrnutí proběhnutých měření je popsáno v kapitole výsledky.



Obrázek 5: Schematické znázornění rozložení habitatů Tetřívčího potoka

4.9.2 Zbytinský potok

Zbytinský potok je vodním tokem V. řádu ústícím do Blanice, je jejím pravostranným přítokem na 81 říčním kilometru. Číslo hydrologického pořadí je 1-08-03-0080-0-00. Vodní

tok má dva pravostranné a dva levostranné přítoky, z nichž dva jsou výzkumnými toky, kde byly odebrány vzorky makrozoobentosu.

4.9.3 Bezejmenný levostranný přítok Zbytinského potoka

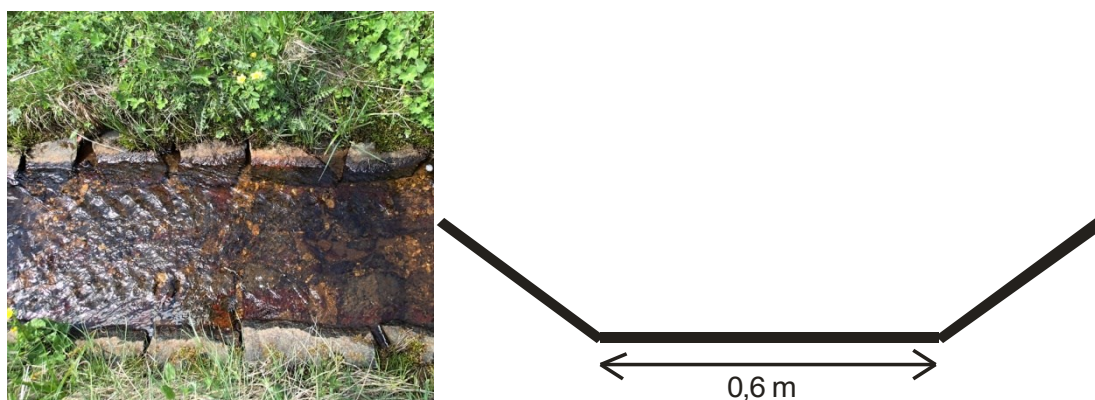
Bezejmenný levostranný přítok Zbytinského potoka je vodní tok VI. řádu ústící do Zbytinského potoka v obci Zbytiny v nadmořské výšce 785 m n. m. Pramen se nachází v 850 m n. m. v jehličnatém lese, následně vodní tok pokračuje podél luk, dnes využívaných k senoseči. V obci Zbytiny, 60 metrů od soutoku se Zbytinským potokem se na toku nachází hladinoměr a srážkoměr KFGG PřF UK (Obrázek 6). Povodí bezejmenného vodního toku, jehož plocha je 1,56 km², navazuje ze severní strany na povodí Tetřívčího potoka. Profil vodního toku je lichoběžníkovitého tvaru. Dno a břehy byly v 80. letech minulého století zpevněny betonovými deskami, které jsou v současné době místy již rozrušovány (Altmann, 2013). Vodní tok je propojen se systémem melioračních drenáží, které odvodňují přilehlé svahy, od roku 1989 se z důvodu změny hospodářství již neudržují, což má za následek výskyt zamokřených ploch podél toku.



Obrázek 6: Levostranný přítok s hladinoměrem a srážkoměrem, (květen, 2015); Foto: Matoušková

V úseku vzdáleném 3 metry od hladinoměru došlo k odběru makrozoobentosu, dále směrem po proudu v délce 10 metrů. Zájmový úsek má jednotvárné, vybetonované koryto,

lichoběžníkového tvaru (Obrázek 7). V úseku odběru makrozoobentosu je stálá rychlost proudění, na dně koryta je náznak postupné eroze a dno je místy rozrušeno, což dokládá výskyt drobného štěrku. Při pohledu na vodní tok ze shora lze zaznamenat velký vliv bylinné vegetace na březích, která okraje toku značně přerůstá a vytváří poměrně pevné úseky (náznaky meandru), pod kterými mohou být vhodné úkryty makrozoobentosu. Bylinná vegetace je zastoupena především travinami, další druhy jsou např. blatouch bahenní (*Caltha palustris*), kontryhel obecný (*Alchemilla vulgaris*), mochna husí (*Potentilla anserina*), kakost (*Geranium*) a udatna lesní (*Aruncus vulgaris*).



Obrázek 7: Podélný (vlevo) a příčný (vpravo) profil levostranného přítoku, (květen, 2015); Foto: Nováková

4.9.4 Sviňovický potok

Sviňovický potok je vodní tok IV. řádu, je pravostranným přítokem Zbytinského potoka, do kterého ústí v nadmořské výšce 775 m. Sviňovický potok pramení nedaleko osady Sviňovice v nadmořské výšce 850 m, která se nachází SSZ od obce Zbytiny. Délka toku je přibližně 1,8 km a plocha povodí je 1,6 km². Povodí je významné z hlediska ochrany přírody, jelikož pramenný úsek se nachází nedaleko PP Pod Sviňovicemi a nejjižnější část povodí včetně soutoku se Zbytinským potokem spadá do oblasti CHKO Šumava. Hranice CHKO Šumava probíhá souběžně s komunikací II/165 spojující Zbytiny a Volary (Hujšlová, 2010).

V průběhu 70. a 80. let minulého století došlo k významnému zásahu člověkem, povodí bylo odvodněno a koryto vybetonováno a napříměno. V současnosti je odvodnění okolních ploch (pastvin) stále z části funkční. Odvodnění bylo částečně zaslepeno před vyústěním do toku. V roce 2005 byla v části povodí provedena revitalizace zahrnující i část Zbytinského potoka. Samotným vodním tokem a především revitalizací se podrobněji zabývali Matoušková (2007), Kliment et al. (2008), Hujšlová (2010) a hodnocením diverzity

habitatů se zabýval ve své bakalářské práci Stříbrný (2014). Plochy kolem potoka jsou v současné době využívány jako louky a pastviny s chovem skotu, což značně ovlivňuje kvalitu vody.

Vzorky makrozoobentosu byly pravidelně odebírány v revitalizovaném úseku Sviňovického potoka v části nad silnicí (Obrázek 9). V bakalářské práci autorky (Nováková, 2014), bylo navrženo odebírat vzorky makrozoobentosu nejen v revitalizované části, ale i v oblasti horního toku. V této části k revitalizaci nedošlo, koryto je doposud opevněno betonovými deskami a je lichoběžníkového tvaru (Obrázek 8). Od zbylé části vodního toku se liší i využitím půdy podél toku. Oblast kolem horní části toku je zalesněná, což může mít značný dopad na abundance i diverzitu makrozoobentosu.



Obrázek 8: Sviňovický potok (vlevo), horní tok s vybetonovaným korytem v zalesněném území (květen, 2015); Foto: Nováková

Obrázek 9: Sviňovický potok (vpravo), revitalizovaný úsek ve střední části toku (nad silnicí), (březen 2014); Foto: Nováková

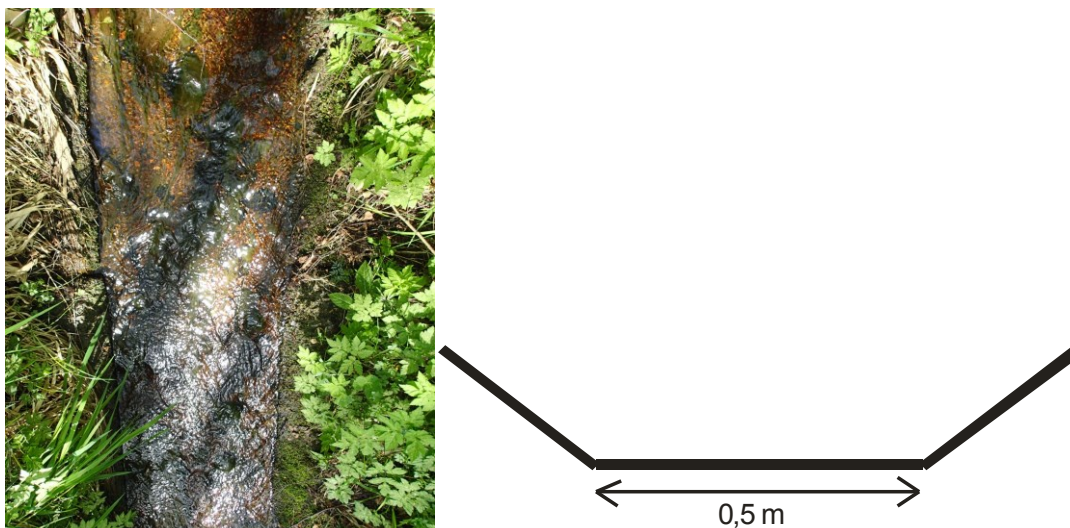
V okolí revitalizované části Sviňovického potoka se rozkládají pastviny. Při revitalizaci na jaře roku 2005 (Kliment et al., 2008) byla kolem koryta vysázena doprovodná vegetace za účelem stabilizace koryta. Jednalo se o dřeviny olše lepkavá (*Alnus glutinosa*), olše šedá (*Alnus incana*), jasan ztepilý (*Fraxinus excelsior*), vrba nachová (*Salix purpurea*), bříza bělokorá (*Betula pendula*) a vrba popelavá (*Salix cinerea*). Bylinné patro kolem toku je zastoupeno především travinami, které ve vegetačním období značně zarůstají úzké koryto. Traviný jsou místy doprovázeny blatouchem bahenním (*Caltha palustris*). Obrázek 10

znázorňuje úsek podélného koryta, jehož šířka byla v místě měření průtoku pouhých 0,15 m. Dno vodního toku je složeno z široké škály sedimentů s výraznou převahou jemných sedimentů, což je pravděpodobně zapříčiněno okolním využitím půdy.



Obrázek 10: Úsek podélného profilu Sviňovického potoka (květen, 2015); Foto: Nováková

Koryto horní části Sviňovického potoka je vybetonované a jeho příčný profil má tvar lichoběžníku. Podélný profil nebyl zakreslován, z důvodu zcela jednotvárného úseku po celé délce odběru makrozoobentosu. Podélný i příčný profil zobrazuje Obrázek 11. V celém úseku 10 metrů je jednotvárný habitat se stálou rychlostí proudění. Na dně toku, lze místy nalézt velmi jemný štěrky, jinak převažuje ploché dno. Po proudu lze sledovat poměrně značný výskyt řas a po suchých okrajích mech. Okolní vegetace se skládá především ze vzrostlých dřevin břízy a smrku, jež vytváří nad tokem přirozenou klenbu. Přirozený opad ze stromů má pozitivní vliv na výskyt makrozoobentosu. V toku samotném se místy nachází zbytky větví a mrtvého dřeva. Podél břehů převládá bylinné patro a klasickými rostlinnými zástupci jsou traviny, dále např. kakost smrdutý (*Geranium robertianum*) kopytník evropský (*Asarum europaeum*), blatouch bahenní (*Caltha palustris*), pryskyřník (*Ranunculus*), bršlice kozí noha (*Aegopodium podagraria*) a jaterník podléška (*Hepatica nobilis*).



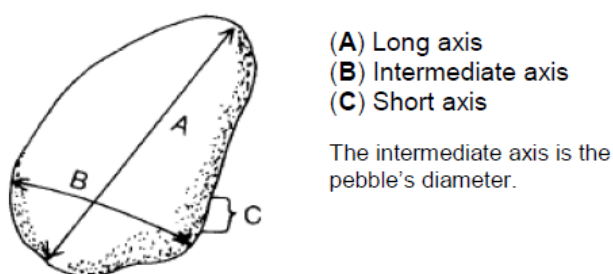
Obrázek 11: Podélný (vlevo) a příčný (vpravo) profil Sviňovického toku (horní úsek), květen 2015; Foto: Nováková

Zájmová oblast povodí horní Blanice je dlouhodobě sledována KFGG PřF UK, detailnější charakteristika oblasti je popsána např. v pracích Malého (2009), Hujšlové (2010) nebo Hintnause (2011).

5 Metodika

5.1 Odběr dnových sedimentů pro zrnitostní analýzu

V září 2015 byly odebrány vzorky sedimentů pro následnou zrnitostní analýzu. Z Tetřívčího potoka byly odebrány tři vzorky a ze Sviňovického potoka jeden vzorek. Bylo využito metody Wolman Pebble count (WV Department of environmental protection, 2017), která spočívá v měření distribuce velikosti částic povrchového sedimentu ve vodním toku. Měření poskytuje cenné informace o habitatu a hydrologii. Běžně se při této metodě prochází tokem z jednoho břehu na druhý, vybraný úsek je zvolen napříč habitaty. Postupuje se pata-špička (walking heel-to-toe), neboli kroky na délku holínky a vždy je změřen první vzorek sedimentu, který je u špičky boty. Měřena je střední osa (intermediate axis) (Obrázek 12), která je kolmá na osu nejdelší. Změřením osy B určíme, kterou dírou v gravelometru by sediment prošel. Po změření byl vzorek zvážen. Pokud převažoval jemnější sediment, byl odebrán, v laboratoři vysušen a rozdělen pomocí síťového granulometru.



Obrázek 12: Znázornění os oblázku; zdroj: WV Department of environmental protection, 2017

V případě sledovaných toků byl postup lehce pozměněn, z důvodu úzkých koryt. Ve Sviňovickém potoce se postupovalo proti proudu ve stejném úseku jako pro odběr vzorků makrozoobentosu. Sediment byl nabírán naběračkou, vzhledem k výskytu poměrně jemného sedimentu nedošlo ke sběru oblázků a jejich následnému měření.

Ve sledovaném úseku Tetřívčího potoka byly odebrány vzorky celkem 3, jednak pro srovnání se Sviňovickým potokem, ale také pro porovnání jednotlivých habitatů. Dva vzorky byly odebrány z dvou rychleji proudících peřejnatých úseků a jeden z tůň (Obrázek 5).

Odebrané vzorky byly následně vysušeny a pomocí síťového granulometru, rozděleny na jednotlivé zrnitostní frakce, které byly zváženy. Hmotnostní podíly všech vzorků byly následně zaznamenány do zrnitostní křivky. Křivka zrnitosti je součtová čára, která vyjadřuje,

kolik procent z celkové hmotnosti vzorku činí hmotnost všech zrn menších než určitý průměr zrna v milimetrech. Osa x udává v logaritmické stupnici průměr zrn v milimetrech a osa y znázorňuje hmotnost suchého vzorku v procentech.

5.2 Měření hydrometrickou vrtulí

V odběrových místech (Obrázek 3) byl na jaře 2015 měřen průtok za použití hydrometrické vrtule. Jednalo se o malou vrtuli propelerového typu Ott C2. Průtok byl zjištěn následujícím postupem.

Nejprve se vypočítá bodová rychlost ze vzorce:

$$v = a + b \cdot ns$$

v – průtoková rychlost

a, b – konstanty charakterizující danou vrtuli ($a = -0,002497$; $b = 0,254349$)

ns – specifický počet otáček vrtule (poč. otáček za 1 s)

Následně se provede výpočet průtoku:

$$Q = \sum(F_i \cdot V_i)$$

F_i – dílčí plocha

V_i – střední svislicová rychlost

5.3 Hodnocení chemismu

Odebírané vzorky vody pro analýzu chemismu byly následně analyzovány v laboratoři UŽP. V této práci došlo k vyhodnocení parametrů chemismu pouze v termínech odběrů makrozoobenstosu. Pro srovnání jednotlivých profilů jsou hodnoty prezentovány grafy box-plot v kapitole výsledky. Dále bylo využito ČSN 75 7221 (1989) k hodnocení jakosti povrchových vod. Hodnoty byly zpracovány do tabulek, které jsou v **Chyba! Nenalezen zdroj odkazů..** Jedná se pouze o orientační hodnocení jakosti vod, jelikož na základě jedné hodnoty není možné dělat vyhodnocení, k tomu je potřeba minimálně 12 hodnot z celého roku.

Hodnocení jakosti povrchových vod je prováděno do 5. tříd (Synáčková, 1996):

Tabulka 4: Třídy jakosti povrchových vod

třída	charakteristika
1. třída	velmi čistá voda
2. třída	čistá voda
3. třída	znečištěná voda
4. třída	silně znečištěná voda
5. třída	velmi silně znečištěná voda

5.4 Odběry makrozoobentosu

Vzorky makrozoobentosu pro tuto práci byly odebrány podle metody PERLA (Kokeš et Němejcová, 2006). Tato metoda byla vytvořena za účelem hodnocení ekologického stavu toků a byla navržena v souladu s požadavky Rámcové Směrnice (WFD). Metodu je možno použít jen v broditelných vodních tocích, což je do hloubky 1 m a rychlosti proudu do 1 m.s^{-1} (Kokeš et Němejcová, 2006). Základním vybavením pro odběr makrozoobentosu je ruční bentosová síť o velikosti ok 500 μm .



Obrázek 13: Odlov makrozoobentosu (květen 2014) Foto: Kliment

Při odlovu postupujeme směrem proti proudu řeky, síť je držena kolmo proti proudící vodě a spodní stranou se dotýká dna. Materiál, který je proudem zachytáván do sítě, se uvolňuje rozkopáváním a rozvířováním dnového substrátu nohou případně rukou (kick

sampling) do hloubky 5 – 10 cm (Obrázek 13). Tento postup můžeme aplikovat v substrátu zrnitostní kategorie písek-štěrk, v kamenitých a balvanitých částech toku je nutné ručně kameny obracet a přisedlé organismy odebrat entomologickou pinzetou a přidat ke vzorku. (Králová, 2001; Kokeš et Němejcová, 2006). Odběr na jenom toku v rozsahu 10 m probíhá 3 minuty, počítá se jen čas, kdy je dno rozrušováno, nepočítá se čas přesunu apod. Odebraný vzorek se zafixuje 70 % etanolem. Následně byly vzorky pomocí binokulárního mikroskopu Nikon determinovány na úroveň čeledí, uvedený postup probíhal v ekohydrologické laboratoři KFGG PřF UK (Rozkošný, 1980; Kokeš et Němejcová, 2006).

Vzorky pro tuto práci byly odebírány studenty PřF UK pod vedením doktorky Milady Matouškové. Odběry, které jsem prováděla osobně, proběhly ve dnech 28. 5. 2014 a 18. 5. 2015. Vyhodnocení vzorků ze dne 15. 6. 2012 provedl Altman (2013) ve své bakalářské práci, kde se zaměřil na vyhodnocení Tetřívčího potoka. Zbylé vzorky z roku 2012 byly vyhodnoceny v bakalářské práci autorky (Nováková, 2014). Vzorky z let 2014 a 2015 jsou vyhodnoceny v této práci, současně se vzorky z let 2009 až 2011 získanými ve spolupráci s podnikem Povodí Vltavy závod České Budějovice. Všechny uvedené odběry makrozoobentosu probíhaly ve výše jmenovaných odběrových místech a odběry ve dnech 28. 5. 2014 a 18. 5. 2015 byly obohaceny o vzorky z horní nerevitalizované části Sviňovického potoka, vzorky byly odebrány pro následné porovnání revitalizované a nerevitalizované části toku, jak bylo navrženo v bakalářské práci autorky (Nováková, 2014), na kterou tato diplomová práce bezprostředně navazuje.

5.5 Metodické postupy při zpracování vzorků makrozoobentosu

K vyhodnocení makrozoobentosu se využívá řada indexů. V této práci byly využity: Biological Monitoring Working Party Score (BMWP), Average Score Per Taxon index, EPT index a indexy diversity.

5.5.1 BMWP skóre

BMWP skóre je jednou z nejvyužívanějších jednotek, odrážející náchylnost znečištění (Czerniawska-Kusza, 2005; Leps et al., 2015). Anglicky Biological Monitoring Working Party Score, jedná se o velmi jednoduché a snadno použitelné skóre, společenstvo se identifikuje na úroveň čeledí (systematických jednotek = SU). BMWP skóre je suma bodových hodnocení (SU) stanovených autory pro jednotlivé čeledi. Bodové hodnocení čeledí

bylo určeno na základě jejich stupně tolerance k organickému znečištění, toleranci taxonů přítomných na místě. Ve výsledné hodnotě se ztrácí individualita jednotlivých čeledí, ale zároveň nedochází ke ztrátě rozmanitosti společenstva. Vysoké hodnoty BMWP skóre představují dobrou kvalitu vody, jelikož znečištění netolerantní druhy mají vysoké skóre (Hawkes, 1998). Systematické jednotky pro jednotlivé čeledi byly využity z tabulky od anglického autora (Armitage et al., 1983; Kokeš et Vojtíšková, 1999).

$$\text{BMWP} = \Sigma \text{ skóre}$$

5.5.2 ASPT index

Anglicky Average Score Per Taxon, tento index byl zaveden, protože BMWP hodnota nemá horní limit a není závislá na bohatosti vzorku. ASPT index vypočítáme pomocí BMWP indexu, jedná se o podíl BMWP indexu a sumou systematických jednotek. ASPT index spolu s BMWP skóre se využívají při kvalitativních odběrech a hodnotí společenstvo z hlediska vybraného faktoru, v našem případě organické znečištění (Armitage et al., 1983; Kokeš et Vojtíšková, 1999; Czerniawska-Kusza, 2005; Leps et al., 2015).

$$\text{ASPT} = \frac{\text{BMWP}}{\Sigma \text{SU}}$$

Na základě přečtené literatury jsem se rozhodla k vyhodnocení makrozoobentosu připojit i další indexy, které nebyly součástí mé bakalářské práce.

5.5.3 EPT index

Pojmenování indexu vychází z názvu třech běžně se vyskytujících řádů společenstva makrozoobentosu, jedná se o *Ephemeroptera* (jepice), *Plecoptera* (pošvatky) a *Trichoptera* (chrostíci). Tento index je založen na předpokladu, že vysoká kvalita toku má hojně zastoupení těchto řádů. Výše jmenované řády vykazují obecně vyšší ekologickou citlivost, nízkou toleranci ke znečištění vody a netoleranci k vysoké koncentraci kovů a organických sloučenin na rozdíl od ostatních skupin bentosu. Index se využívá za účelem odhadu kvality vody, kdy vzhledem ke snadné identifikaci organismů se jedná o poměrně rychlou a efektivní metodu.

V literatuře se lze setkat se dvěma variantami tohoto indexu (Hazelton, 2003; Hering et al., 2004; Stephenson et Morin, 2009; Leps et al., 2015).

- **num.EPT** – z anglického názvu Number of Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera, výpočet provedeme jako sumu jedinců všech čeledí patřících do jmenovaných řádů.
- **EPT%** – z angličtiny jako Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera percentage of abundance, jedná se o podíl prvního výpočtu s celkovým počtem všech čeledí krát 100 (Center for freshwater biology, 2016).

$$\% = \frac{\text{Total EPT taxa}}{\text{Total Taxa Found}} * 100$$

V obou případech platí, že čím vyšší hodnota, tím lepší kvalita toku. Vysoké číslo indexu ukazuje rozmanité společenstvo znečištění netolerantních organismů, ukazujících dobrou kvalitu vody.

5.5.4 Index diversity

Následující tři výpočty patří mezi indexy diversity, jsou matematickým měřítkem druhové diversity ve společenstvu a poskytují důležité informace o vzácných a běžných druzích v komunitě (The Institute for Environmental Modeling, 2016).

5.5.4.1 Druhová bohatost (species richness)

Charakterizuje celkový počet všech přítomných organismů, jedná se o nejjednodušší jednotku.

$$S = \Sigma \text{ vzorků}$$

5.5.4.2 Simpsonův index

Jedná se o pravděpodobnost, s jakou budou dva náhodně nalezení jedinci ve společenstvu náležet k odlišným druhům. V tomto indexu je dávana větší váha běžným a početnějším druhům na úkor druhům vzácným. Se vzrůstající hodnotou diverzity klesá. Rozmezí hodnot je mezi 0 – 1. Se zvyšující se hodnotou narůstá dominance a klesá vyrovnanost.

$$D = 1 - \sum p_i^2 = 1 - \sum \left(\frac{n_i}{N}\right)^2$$

n_i = abundance i-tého druhu

N – celkový počet jedinců

5.5.4.3 Shannon-Wiener index

Je to další index, který je běžně využíván k charakterizování druhové diversity společenstva.

$$H = -\sum \left(\frac{n_i}{N} \right) * \log_2 \frac{n_i}{N}$$

Typické hodnoty jsou obecně mezi 1,5 a 3,5 ve většině ekologických studií a zřídka jsou hodnoty vyšší než 4. Jakmile Shannonův index narůstá, narůstá i biodiverzita a rovnoměrnost společenstva. Skutečnost, že index obsahuje obě složky biologické rozmanitosti, může být viděno jako výhoda i nevýhoda. Výhoda, protože poskytuje jednoduché syntetické shrnutí a nevýhoda, protože to ztěžuje porovnání společenstev, jež se výrazně odlišují v bohatosti.

5.5.5 Abundantní graf

Pro vyhodnocení abundancí bylo využito abundantního modelu, konkrétně grafu – rank/abundance (graf pořadí/početnost). Tento typ grafu poskytuje srovnání druhového složení ve společenstvu, zobrazuje dominantní a vzácné druhy a slouží ke srovnání jednotlivých společenstev.

Výpočty, tabulky a grafy pro tuto práci byly vypracovány v Microsoft Office 2007 a XLSTAT. Schémata byla vytvořena v programu Corel Draw. Mapové podklady pro tuto práci byly vytvořeny v programu ArcGIS.

6 Zdroje dat

Vzorky sedimentů byly odebrány na popsáných stanovištích a vyhodnoceny autorkou, totéž platí i o naměřených hodnotách průtoků.

Vzorky vody pro analýzu chemismu jsou v lokalitě dlouhodobě odebírány KFGG PřF UK pod vedením RNDr. Matouškové a Doc. Klimenta a jejich analýza byla prováděna v laboratoři UŽP. Stanovení fyzikálně-chemických parametrů bylo prováděno měřicím přístrojem HQD Hach-Lange přímo v terénu. Pro účely této práce byly využity hodnoty chemismu charakterizující stejné nebo blízké termíny odběrů makrozoobentosu.

Výsledky vzorků makrozoobentosu (Příloha 1), zahrnují celkem sedm odběrů ve všech třech výše popsáných tocích v rozmezí šesti let. Roku 2009 byl uskutečněn i odběr podzimní, všechny ostatní odběry se uskutečnily vždy v jarním období. Termíny jednotlivých odběrů jsou: 27. 4. 2009; 14. 10. 2009; 22. 5. 2010; 10. 5. 2010; 10. 5. 2011; 13. 6. 2012, 28. 5. 2014 a 18. 5. 2015.

Pro statistické vyhodnocení a porovnání toků navzájem byly použity jen odběry jarní. Odběry roku 2012 odebral a zpracoval student Martin Altman, který ve své bakalářské práci zhodnotil Tetřívčí potok. V bakalářské práci autorky se plyně navázalo, byly vyhodnoceny vzorky za rok 2012 a došlo k porovnání Sviňovického potoka s potokem Tetřívčím. Dále byla získána data makrozoobentosu za roky 2009 až 2011 ve sledovaných lokalitách, vzorky byly odebírány KFGG PřF UK a hodnoceny ve spolupráci s podnikem Povodí Vltavy závod České Budějovice.

Tato diplomová práce je zaměřena na zhodnocení dlouhodobého pozorování makrozoobentosu v oblasti Zbytin včetně rozřídění autorkou odebraných vzorků makrozoobentosu z let 2014 a 2015, kdy bylo přidáno na základě výsledků v bakalářské práci autorky (2014) nové stanoviště odběru, tím je nerevitalizovaná horní část Sviňovického potoka. Přidáním dalšího odběrového místa mělo za cíl porovnat společenstvo makrozoobentosu jednoho toku, ale v odlišných habitatech.

Celkově byly vyhodnoceny výsledky za období šesti let, roky za sebou nenavazují (Příloha 1). Výsledkem šestiletého pozorování bylo 27 163 jedinců makrozoobentosu. Vzorky byly rozříděny do 18 řádů a 72 čeledí.

7 Výsledky

V následující kapitole výsledky jsou popsána zjištěná data. První část věnuje pozornost charakteristikám popisujícím odběrové lokality. Druhá část uvedené kapitoly se věnuje vyhodnocení makrozoobentosu. V poslední části je věnována pozornost všem zjištěným datům a jejich vlivu na rozmístění makrozoobentosu.

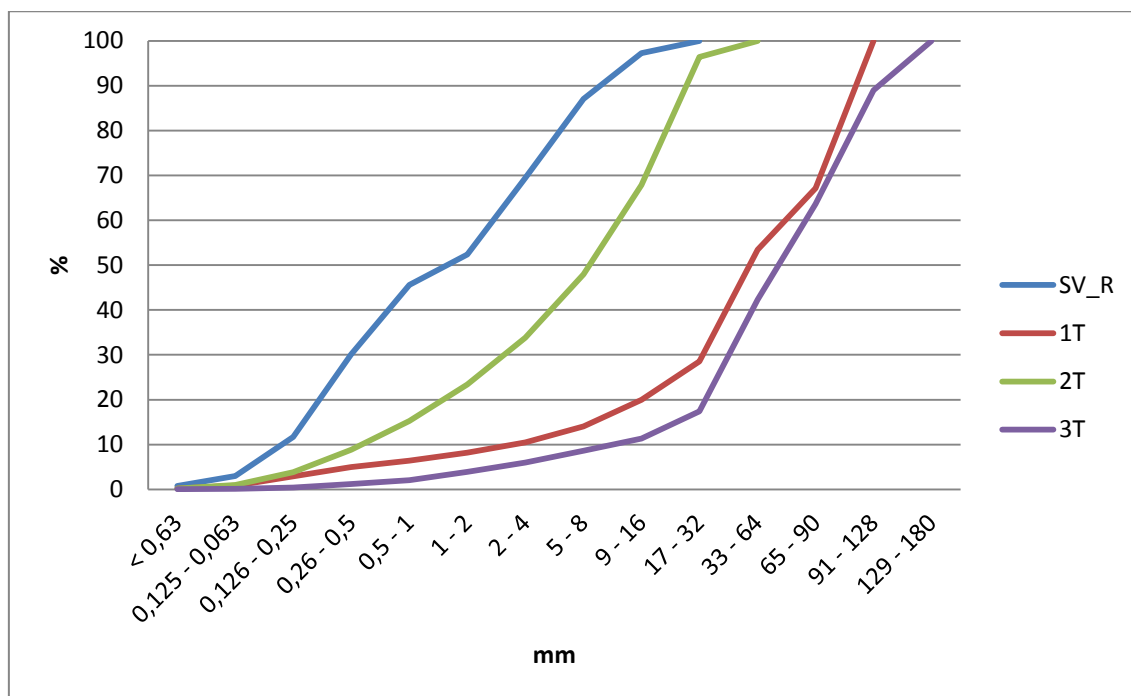
7.1 Vyhodnocení odběru sedimentů

Odběr sedimentů byl proveden na čtyřech stanovištích stejných jako pro odběry makrozoobentosu Obrázek 3 (tři stanoviště v lokalitě TET a jedna v lokalitě SV_R). Pro porovnání jednotlivých habitatů byla zvolena tři odběrová místa na Tetřívčím potoce složená ze dvou peřejnatých úseků a z jedné tůně, vybraná lokalita byla zároveň odběrovým místem makrozoobentosu (Obrázek 5). Dalším stanovištěm byl Sviňovický potok v revitalizované části ve stejném úseku, kde dochází také k odběru makrozoobentosu. Vzorky z ostatních sledovaných lokalit odebírány nebyly, jelikož jak již bylo popsáno výše, jsou koryta vodních toků (SVIN a LEVP) vydlážděná.

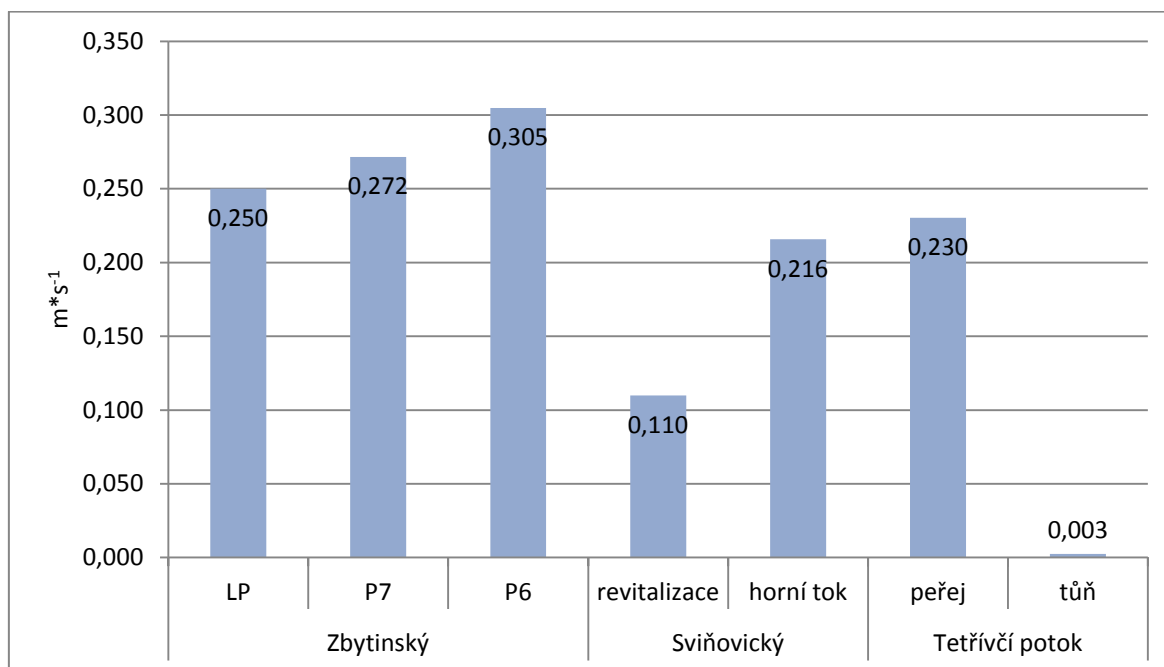
Křivka zrnitosti (Graf 3) znázorňuje všechny čtyři odběry sedimentů. Výsledky odběru sedimentů z Tetřívčího potoka (1T, 2T a 3T) charakterizují již výše popsané (kapitola 4.9.1) habitaty Tetřívčího potoka. Oba peřejnaté úseky Tetřívčího potoka jsou zastoupeny charakteristicky hrubšími sedimenty nejvíce v rozmezí 91 – 128 mm v úseku 1T a 3T. V případě prvního peřejnatého úseku 1T, bylo množství jemných sedimentů vyšší než v druhém peřejnatém úseku 3T, kde je naprosté minimum jemných sedimentů až do zrnitosti 1 mm. Uvedená situace byla očekávána, jelikož úsek 3T se nachází za tůní. Následně v úseku 3T dochází k pozvolnému nárůstu a poté lze sledovat prudký nárůst hrubších sedimentů od zrnitosti 32 mm. První úsek 1T je charakterizován pomalejším nárůstem hrubších sedimentů. Úsek 2T je charakterizován zastoupením velmi jemných sedimentů, největší zastoupení sedimentů bylo v rozmezí 0,26 – 0,5 mm. Naopak posledními nejhrubšími sedimenty nacházejícími se v oblasti tůně byla velikost zrn 64 mm. Nutno poznamenat, že nejhrubší sedimenty se nacházely u břehu, který lze charakterizovat jako jesep.

Druhý sledovaný tok SV_R, byl charakterizován pouze jedním odběrem sedimentů. Je překvapivé, že úsek, kde byly sedimenty odebírány, byl zastoupen celkově jemnějšími sedimenty než přírodní tůň v oblasti Tetřívčího potoka. Největší množství sedimentů ve sledované lokalitě se nacházelo v rozmezí od 0,26 – 8 mm, což značí hrubší rozložení

sedimentů než, převažující jemnější sedimenty v tůni. Naopak nejhrubší sedimenty dosahovaly nejvyšší velikosti zrn pouze 32 mm.



toku. V rámci Tetřívčího potoka byl výrazný rozdíl mezi rychlostmi proudění v tůň a v peřejnatém úseku očekáván.



Graf 4: Rychlosti proudění zjištěné pomocí hydrometrické vrtule

Tabulka 5: Hodnoty zjištěných rychlostí proudění a průtoků pomocí hydrometrické vrtule

vodní tok	Zbytinský			Sviňovický		Tetřívčí potok	
lokality	LP	P7	P6	revitalizace	horní nerevitalizovaný tok	peřej	tůň
v (m*s ⁻¹)	0,164	0,272	0,305	0,110	0,216	0,148	0,002
Q (l*s ⁻¹)	8,95	36,15	23,75	3,78	3,79	150,91	0,56

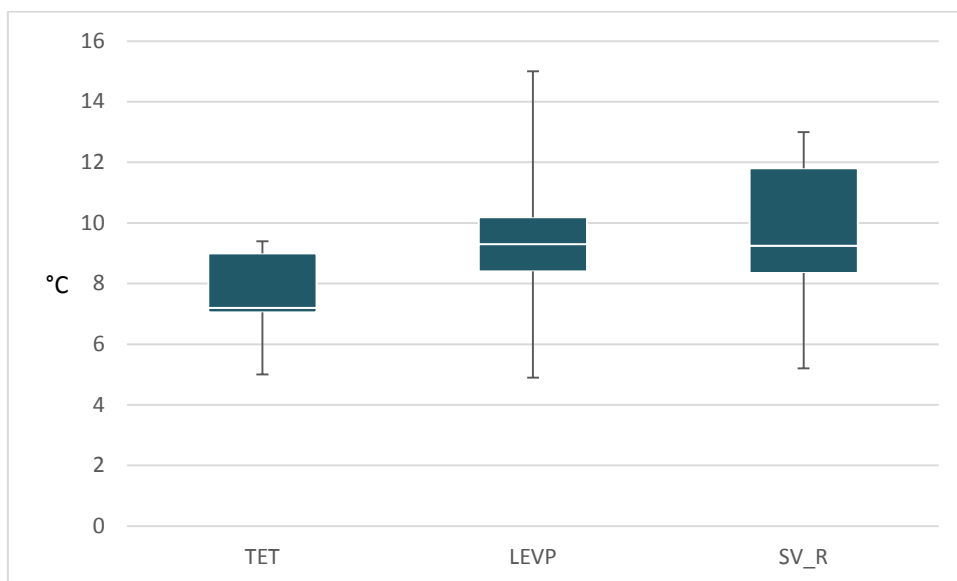
7.3 Vyhodnocení chemismu

V následující části byly popsány výsledky chemismu. Jednotlivé parametry charakterizující jakost vody byly zjišťovány ve stejných termínech jako odběry makrozoobentosu na sledovaných profilech v zájmovém území. V této části práce byly popsány změny jednotlivých parametrů v průběhu odběrů makrozoobentosu. Jednotlivé parametry jsou charakterizovány grafy (box plot) s doprovodným komentářem. Grafy box plot popisují vždy tři lokality (TET, LEVP a SV_R), lokalita SVIN nebyla za využití grafů hodnocena, jelikož údaje parametrů byly v této lokalitě pouze za dva roky (2014 a 2015). Dále byla podle zjištěných parametrů orientačně hodnocena jakost povrchových vod podle (ČSN 75 7221, 1989). Hodnocení jakosti povrchových vod podle získaných parametrů

charakterizují tabulky v **Chyba! Nenalezen zdroj odkazů.**, každá tabulka charakterizuje jednu lokalitu. Uvedená data v tabulkách jsou stejná nebo blízká odběrům makrozoobentosu.

7.3.1 Teplota

Z hodnot charakterizujících teplotu (Graf 5) bylo zjištěno, že nejnižší teploty byly naměřeny v potoce TET, který je charakteristický nízkým rozptylem naměřených hodnot. Nižší teploty byly v tomto toce očekávány, jelikož se jedná o lesní tok, který je výrazně zastíněn. Naopak potok LEVP byl charakteristický velkým rozptylem hodnot charakterizujících teplotu vody v době odběrů. V tomto toce byla naměřena i maximální hodnota 15° C v jarním termínu roku 2009. Zajímavé je, že uvedená vysoká hodnota teploty vody byla naměřena při odběru v LEVP, který se uskutečnil v dubnu, ostatní odběry se uskutečnily nejčastěji v průběhu května a začátkem června v dopoledních hodinách, ale jejich hodnoty byly nižší. Minimální hodnoty ve všech tocích, jsou oproti ostatním hodnotám velmi nízké a to díky podzimnímu odběru, který byl uskutečněn až v polovině října roku 2009.



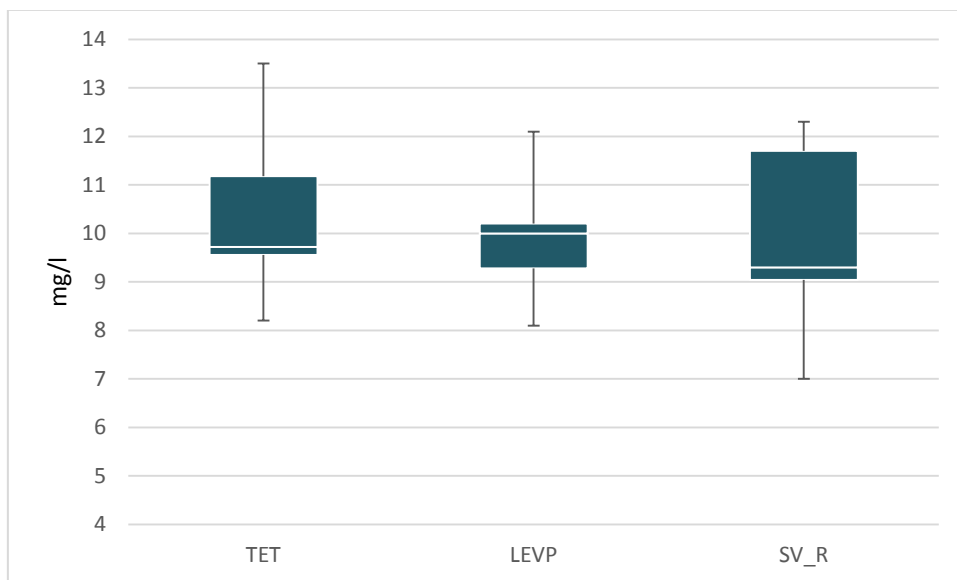
Graf 5: Srovnání hodnot teplot vody ve sledovaných tocích v termínech odběrů makrozoobentosu.

7.3.2 Rozpuštěný kyslík

Následující Graf 6 charakterizuje hodnoty rozp. O₂ v jednotlivých odběrech. V letech 2014 a 2015 nebyl rozp. O₂ hodnocen v lokalitách SV_R a LEVP. Jednotlivé lokality jsou charakteristické velkými rozptyly hodnot, které byly způsobeny vysokými hodnotami pro podzimní termíny, mimo lokalitu TET, kde byla nejvyšší hodnota rozp. O₂ v jarním odběru

v roce 2009. Obecně nejvyšší hodnoty rozp. O₂ byly zjištěny v lokalitě TET, následuje lokalita LEVP a nakonec SV_R.

Mimo jediný odběr v lokalitě SV_R roku 2010, byly zjištěné hodnoty rozp. O₂ z ostatních odběrů zařazeny do první třídy jakosti vod. Uvedený odběr v lokalitě SV_R byl zařazen do druhé třídy jakosti.

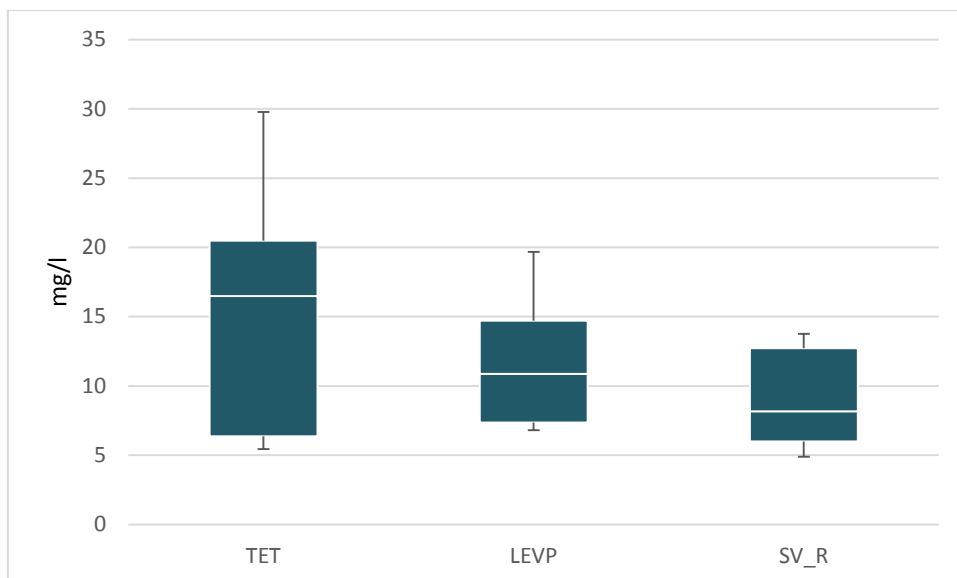


Graf 6: Srovnání koncentrací rozpuštěného kyslíku ve sledovaných tocích v termínech odběrů makrozoobentosu.

7.3.3 Hodnoty chemické spotřeby kyslíku CHSK_{Mn}

Hodnoty CHSK_{Mn} (Graf 7) dosahují velkého rozpětí v případě TET, kde je graf deformován směrem k minimu, na rozdíl od lokalit zbývajících. Nejmenší rozpětí je v lokalitě SV_R, kde je většina hodnot nižších než v případě lokalit TET a LEVP.

Orientačně hodnocená jakost vod dle CHSK_{Mn} vycházela nejhůře ze všech hodnocených parametrů konkrétně v potoce TET. Dvakrát se vyskytlo hodnocení jakosti vod 5 – velmi silně znečištěná voda (roky 2012 a 2014). Dvakrát byla lokalita podle parametru CHSK_{Mn} hodnocena jakostí vod 4 – silně znečištěná voda (podzim 2009 a 2010). Ve zbylých odběrech se vyskytla dvakrát hodnota 2 – čistá voda a hodnota 1 – velmi čistá voda (odběr roku 2015). Další lokality měly většinou o stupeň lepší hodnoty jakosti vod, než v popsané lokalitě TET. Výrazné hodnoty CHSK_{Mn} v lokalitě TET byly s největší pravděpodobností díky přítomnosti podmáčené smrčiny a rašelinišť. S nejlepším hodnocením jakosti vod z hlediska parametru CHSK_{Mn} vycházel vodní tok SV_R.

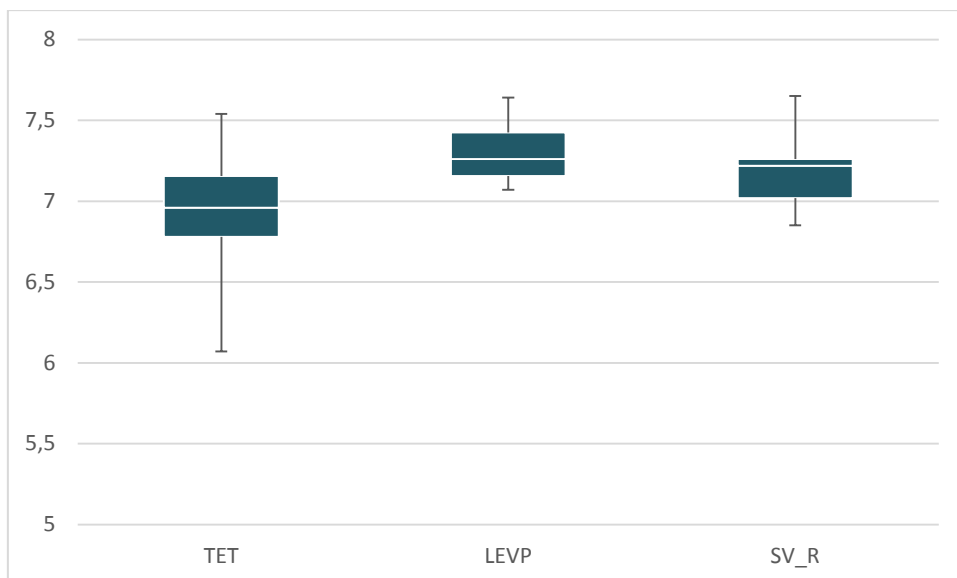


Graf 7: Srovnání koncentrací CHSK_{Mn} ve sledovaných tocích v termínech odběrů makrozoobentosu.

7.3.4 pH

S největším rozpětím hodnot pH lze z Graf 8 charakterizovat vodní tok TET, naopak nejmenší je v případě vodního toku LEVP. Nejnižší hodnota pH 6,07 byla naměřena v lokalitě TET roku 2010. Na nižší hodnoty v lokalitě TET má pravděpodobně vliv struktura lesa, kterou z většiny tvoří smrkové monokultury. Nejvyšší hodnota pH 7,28 byla zjištěna v lokalitě SV_R v témže roce. V případě vodního toku SV_R je v grafu znatelný výrazný posun mediánu k maximální hodnotě, v tomto úseku se tedy nachází nejvíce hodnot.

Z hlediska hodnot pH lze všechny odběry ze sledovaných vodních toků zařadit do první až třetí třídy jakosti, jelikož první tři třídy jsou charakteristické rozmezím 6,0 – 8,5.

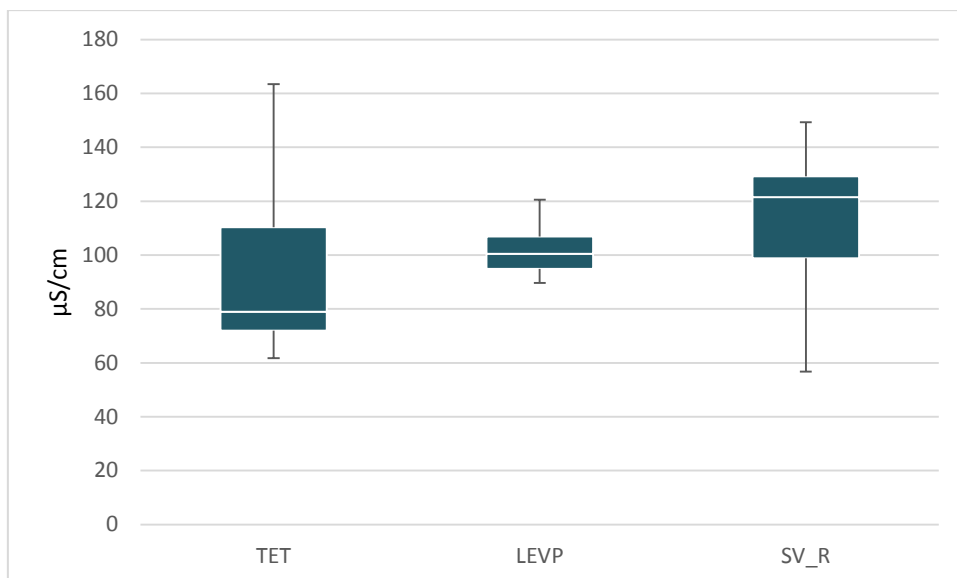


Graf 8: Srovnání koncentrací pH ve sledovaných tocích v termínech odběrů makrozoobentosu.

7.3.5 Konduktivita

V Graf 9 je lokalita LEVP charakteristická nejmenším rozpětím hodnot a umístěním mediánu přibližně uprostřed. Naopak největší rozpětí hodnot bylo pozorováno v TET a následováno v SV_R. V případě grafu k lokalitě TET dochází k deformaci grafu směrem k minimu, kde se koncentruje více hodnot. V případě lokality SV_R je tomu naopak než v lokalitě TET.

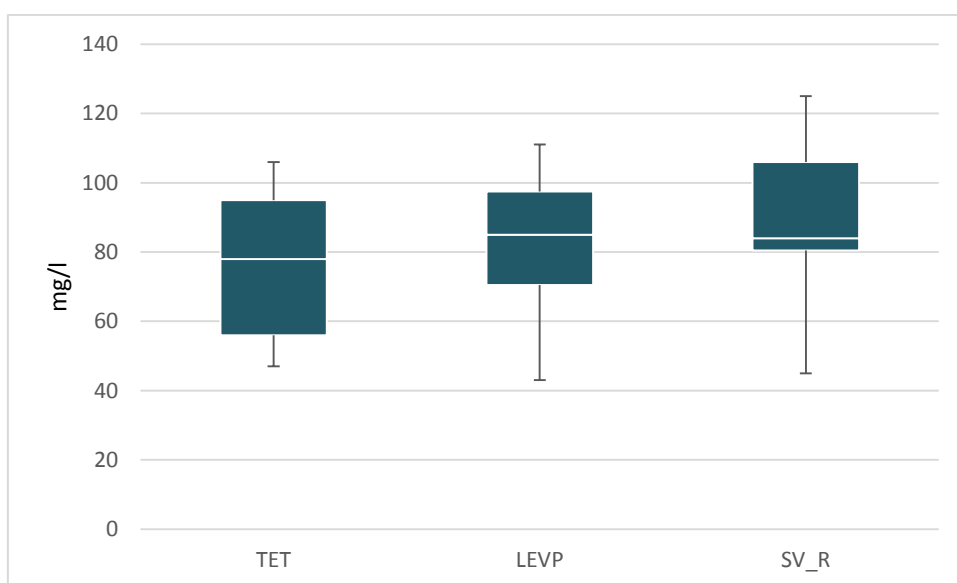
Z hlediska tříd jakosti nebyl žádný z odběrů hodnocen třídou jakosti 1. Nejvíce převažovala třída jakosti 3 – znečištěná voda, následovala hodnota 4 – silně znečištěná voda. V lokalitě TET v roce 2015 byla zjištěna nejvyšší hodnota jakosti vod 5 – velmi silně znečištěná voda. Vysoké hodnoty konduktivity charakterizuje zvýšená antropogenní zátěž, ale charakter znečištění nelze hodnotit (Langhammer, 2002).



Graf 9: Srovnání hodnot konduktivity ve sledovaných tocích v termínech odběrů makrozoobentosu.

7.3.6 Rozpuštěné látky

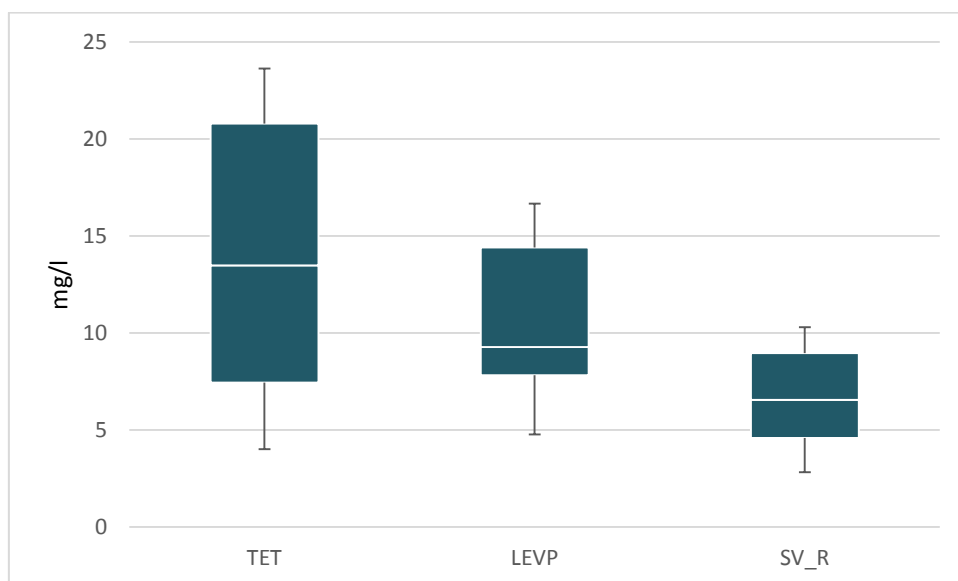
Hodnoty rozpuštěných látek (Graf 10) dosahovaly ve všech lokalitách velkých rozptylů, nejvíce v SV_R. Nejvyšší hodnoty byly ve většině toků zaznamenány roku 2012, další vysoké hodnoty byly zjištěny z podzimního odběru 2009. Hodnoty ostatní dosahovaly hodnot podobných. Nejnižších hodnot bylo nejčastěji dosaženo v lokalitě TET, pro tuto lokalitu tedy platí, že kvalita vody byla oproti ostatním lokalitám lepší. Nízké hodnoty jsou následně v lokalitě SV_R, kde je graf charakteristický deformací mediánu směrem k minimu. Hodnoty jakosti vody, řadí všechny odběry ze všech lokalit do 1. třídy jakosti vod.



Graf 10: Srovnání koncentrací rozpuštěných látek ve sledovaných tocích v termínech odběrů makrozoobentosu.

7.3.7 Huminové látky

Hodnoty charakterizující huminové látky zobrazuje Graf 11, v tomto grafu chybí hodnoty z jarního odběru roku 2009. Největší rozptyl hodnot je charakteristický pro lokalitu TET, kde se vyskytovaly i výrazněji vyšší hodnoty, než v lokalitách ostatních. Vysoké hodnoty v potoce TET se daly očekávat, jelikož se jedná o lesní tok protékající rašeliništi, jež jsou zdrojem huminových látek. Huminové látky významně souvisí s hodnotami CHSK_{Mn} . Nejmenší rozpětí hodnot bylo zjištěno v lokalitě SV_R.

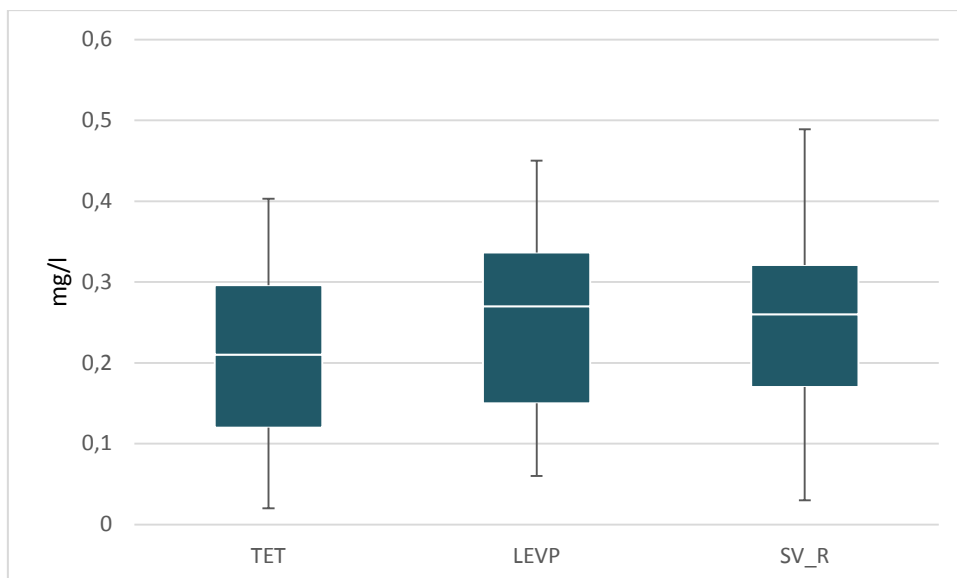


Graf 11: Srovnání koncentrací huminových látek ve sledovaných tocích v termínech odběrů makrozoobentosu.

7.3.8 Amoniakální dusík N-NH_4^+

Graf 12 charakterizuje hodnoty amoniakálního dusíku. Obecně lze uvedený graf charakterizovat širokým rozpětím hodnot ve všech lokalitách. Hodnoty z toku TET dosahovaly v jednotlivých odběrech nejnižších hodnot. Maximální nejvyšší hodnota je 0,02 z jarního termínu roku 2009. Nejvyšší hodnota amoniakálního dusíku 0,489 byla naměřena roku 2012 v lokalitě SV_R. Zdrojem amoniakálního dusíku jsou nejčastěji bodové a difúzní zdroje znečištění (Langhammer, 2002).

Zjištěné hodnoty amoniakálního dusíku v jednotlivých odběrech řadily většinu odběrů do první třídy jakosti. Druhá třída jakosti se vyskytla v lokalitě TET a SV_R v letech 2011 a 2012 a v lokalitě LEVP, kde k uvedeným rokům přibyl ještě rok 2010.

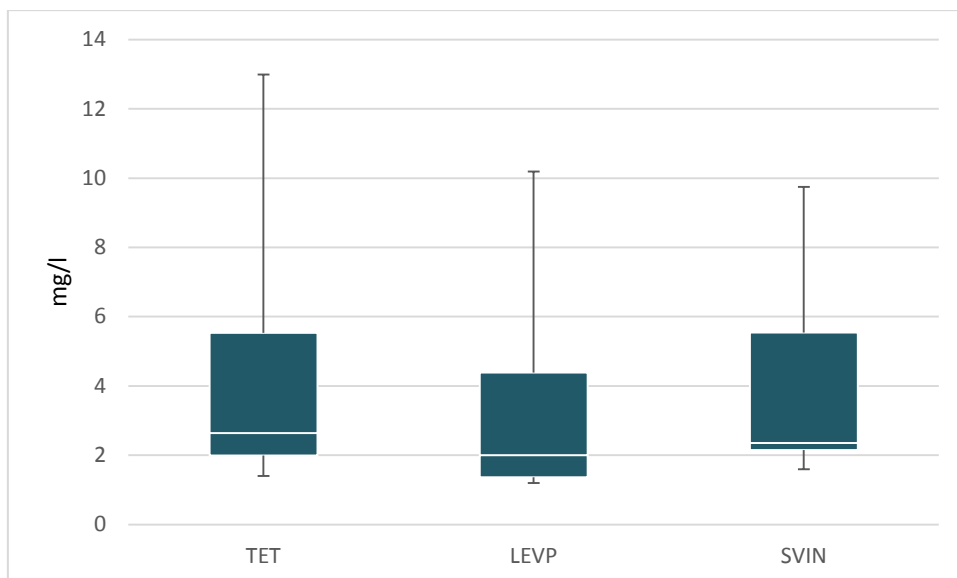


Graf 12: Srovnání koncentrací N-NH_4^+ ve sledovaných tocích v termínech odběrů makrozoobentosu.

7.3.9 Dusičnanový dusík N-NO_3^-

Následující Graf 13 znázorňuje dusičnanový dusík, jehož hodnoty byly v případě všech lokalit velmi podobné. Průběh jednotlivých grafů je podobný, především jejich širokým rozptylem. Široký rozptyl je způsoben výrazným maximem na všech lokalitách v roce 2014, při srovnání s hodnotami průtoků ze dne odběrů Graf 2(pouze z lokalit TET a SV_R) není znatelný výrazný vliv. Většina hodnot se naopak nachází v blízkosti minima, což lze charakterizovat deformací grafu směrem k minimu. Nejčastějším antropogenním zdrojem dusičnanového dusíku je zemědělství.

Mimo roky 2014 a 2015 byly všechny odběry zařazeny do 2. třídy jakosti. Zajímavá je výrazná změna v letech 2014 a 2015, kdy došlo k výraznému zhoršení kvality vody ve všech lokalitách a nejvíce v lokalitě TET.

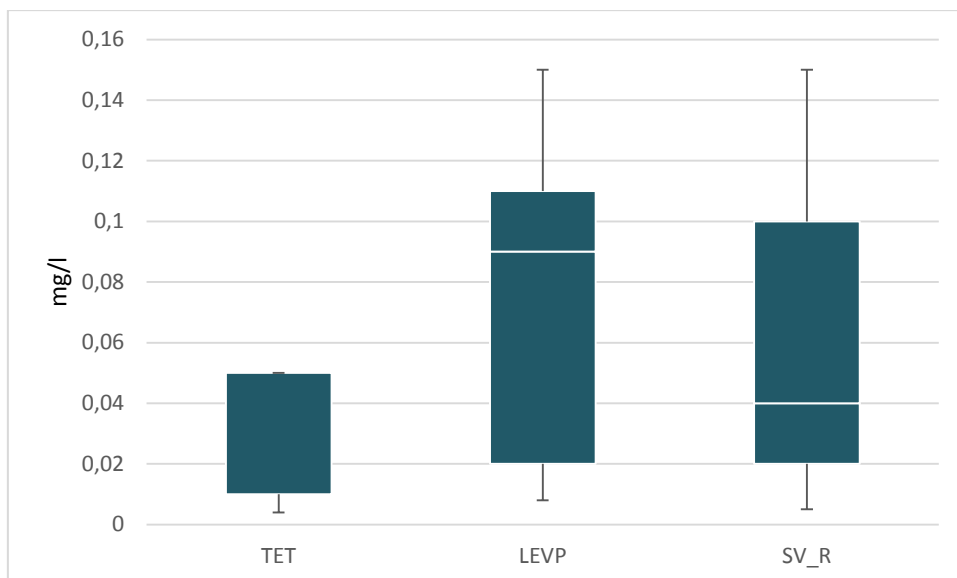


Graf 13: Srovnání koncentrací N-NO₃- ve sledovaných tocích v termínech odběrů makrozoobentosu.

7.3.10 Celkový fosfor

Hodnoty charakterizující celkový fosfor jsou znázorněny Graf 14. Hodnoty rozpuštěného fosforu nebyly měřeny v jarních termínech roku 2009 a 2012. Hodnoty z lokality LEVP a SV_R dosahovaly velmi výrazného rozpětí oproti hodnotám z lokality TET, kde je graf značně deformován, jelikož rozdíl mezi dolním kvantilem a mediánem byl 0. V lokalitě LEVP byly zastoupeny častěji vyšší hodnoty než v dalších dvou lokalitách.

Z hlediska jakosti vod byl potok TET zařazen všemi hodnotami do 1. třídy čistoty. V lokalitě SV_R se dvakrát vyskytla hodnota 2. třídy (podzim 2009 a jaro 2014) a v lokalitě SVIN se 2. třída vyskytla třikrát (podzim 2009 a v jarní termíny 2011 a 2014). Zbylé hodnoty celkového fosforu zařadily lokality SVIN a SV_R do 1. třídy jakosti.

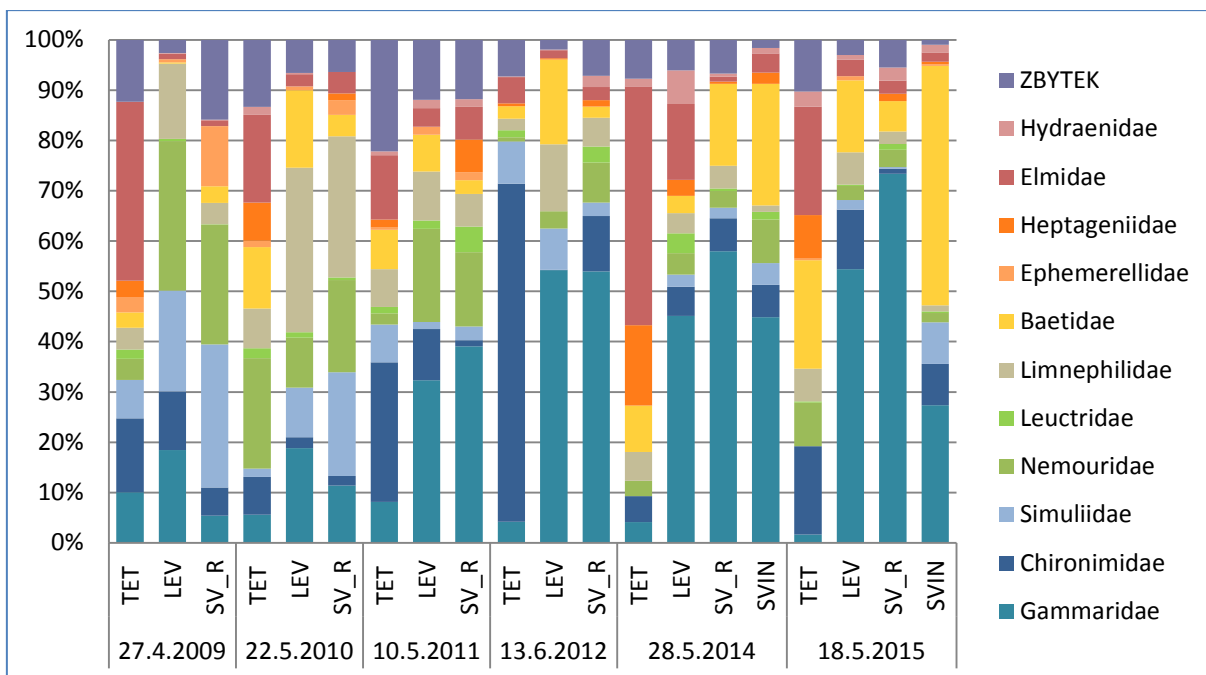


Graf 14: Srovnání koncentrací celkového fosforu ve sledovaných tocích v termínech odběrů makrozoobentosu.

7.4 Vyhodnocení makrozoobentosu

Pro jednodušší orientaci a snadnější porovnávání společenstev mezi jednotlivými vodními toky bylo vybráno celkově 11 čeledí (*Gammaridae*, *Chironimidae*, *Simuliidae*, *Nemouridae*, *Leuctridae*, *Limnephilidae*, *Baetidae*, *Ephemerellidae*, *Heptageniidae*, *Elmidae* a *Hydraenidae*), jejichž celkové procentuální zastoupení bylo vyšší než 1 % z celkového počtu jedinců. Abundance vybraných čeledí tedy dosahovaly nejvyšších hodnot a vyskytovaly se pravidelně téměř ve všech tocích. Schematické znázornění vybraných čeledí a jejich abundance zobrazuje Graf 15. Souhrnná tabulka charakterizující veškeré vzorky makrozoobentosu je v **Chyba! Nenalezen zdroj odkazů.** a výběr 11 čeledí shrnuje tabulka v **Chyba! Nenalezen zdroj odkazů.**

Nejčteněji zastoupenou čeledí, vyskytující se ve všech odběrech byla čeleď *Gammaridae* z řádu *Crustacea*. Čeleď *Gammaridae* byla zastoupena celkově z 29,8 %, což byl velmi výrazný rozdíl oproti dalším, avšak stále početným čeledím. Ostatní nejpočetnější zástupci, patřili do řádu hmyzu (*Insecta*). Čeleď *Nemouridae* byla nejpočetnější, zastoupena z 11,8 % a těsně následována čeledí *Chironimidae* zaujímající 11,6 %. Dalšími čeleděmi jsou *Simuliidae*, *Baetidae*, *Limnephilidae* a *Elmidae*, jejichž procentuální zastoupení je v rozmezí od 7,1 % do 9,8 %. Poslední čtyři čeledi byly oproti zbylým vzorkům stále výrazně početnější, ale jejich celkové zastoupení se pohybovalo od 2,4 % u čeledi *Leuctridae* až po čeleď *Hydraenidae*, která byla zastoupena pouze 1,1 % a mezi těmito dvěma skupinami byly čeledi *Ephemerellidae* a *Heptageniidae*.



Graf 15: Abundance nejčastěji se vyskytujících čeledí; zdroj: vlastní výzkum

Mimo 11 vybraných čeledí, patřících do řádu *Insecta* již s výrazně nižší abundancí byly *Odonata* (vážky), *Heteroptera* (ploštice) a *Megaloptera* (střechatky). Dalšími zástupci byly čeledi z řádů *Mollusca* (měkkýši), z nichž nejpočetnější čeledí byla čeleď *Planorbidae* (okružákovití). Další řády vyskytující se v odběrech s nízkými abundancemi byly *Acari* (roztoci), *Opisthoptera* (žížaly), *Collembola* (chvostokoci), *Arhynchobdellida*, *Tricladida* (ploštěnky) a třídy *Oligochaeta* (máloštětinatci) a *Nematoda* (hlístice).

7.4.1 Vyhodnocení abundancí makrozoobentosu

Pro vyhodnocení abundancí bylo využito abundantního grafu. Osa y zobrazuje absolutní abundance jednotlivých čeledí, pro jednodušší názornost bylo hodnoceno 11 vybraných nejpočetnějších čeledí. Příloha 4 zobrazuje abundantní grafy (pořadí/početnost) ze všech odběrových lokalit a termínů.

Na základě vytvořených grafů lze ohodnotit Tetřívčí potok (TET), jako vodní tok s nejvyšší biodiverzitou, ale zároveň s nejnižšími abundancemi v jednotlivých čeledích v porovnání a ostatními vodními toky. Profil TET si udržuje stabilní rozložení bentosu i podobné abundance v průběhu jednotlivých sledovaných roků, což tento vodní tok odlišuje od ostatních vodních toků, kde jsou abundance u různých čeledí ve velkém rozpětí v průběhu sledovaných šesti let. Rozložení společenstva makrozoobentosu bylo relativně stabilní mimo odchylku v roce 2012, kdy byla diverzita společenstva stále velmi pestrá, ale výrazně

převažoval výskyt čeledi *Chironomidae* a to až o 72 % nad čeledi ostatní. Abundance ostatních čeledí byly srovnatelné mezi sledovanými roky. Při pohledu na abundantní grafy je třeba zmínit i grafy TET 2014 a 2015, kde i přes poměrně pestré složení společenstva, jsou abundance velmi nízké v porovnání se zbylými grafy ze stejné lokality. Příčinou velmi nízkých abundancí v uvedených letech může být načasování odběrů, které v uvedených letech proběhly v relativně pozdějším období, než je běžné. Uvedené pozorování nepotvrzují výsledky z ostatních lokalit, což může být také zapříčiněno charakteristikou Tetřívčího potoka jakožto hydromorfologicky a využitím krajiny zcela odlišným od zbylých lokalit.

Ostatní sledované lokality lze v porovnání s profilem TET charakterizovat obecně nižší biodiverzitou. Převážná většina odběrů mimo TET byla nejhojněji zastoupena čeledí *Gammaridae*, mimo roky 2009, 2010 a 2015 v horním toku Sviňovického potoka (SVIN). Čeleď *Gammaridae* se vyskytovala ve velmi výrazných četnostech v porovnání se zbylými čeleděmi. Celkově je zajímavé, že vodní toky mimo TET byly poměrně dost nestálé v abundancích nejpočetnějších čeledí. Např. revitalizovaná část Sviňovického potoka (SV_R) obsahovala roku 2011 pouze necelých 200 jedinců čeledi *Gammaridae*, v letech 2012 a 2014 hodnoty přesahovaly až 800 jedinců a v roce 2015 došlo opět k poklesu, ale jen na 500 jedinců. Při porovnání vodního toku SV_R a LEVP byly abundance jedinců jednotlivých čeledí v průběhu sledovaných let podobné. Značně odlišné jsou abundance pouze v letech 2014 a 2015. Vodní tok SV_R byl v roce 2014 zastoupen početnějšími čeleděmi než v témže roce ve vodním toce LEVP (nejvyšší četnost měla čeleď *Gammaridae* – 835 jedinců v SV_R oproti 170 v LEVP). V případě roku 2015 tomu bylo naopak (nejvyšší četnost měla čeleď *Gammaridae* – 1098 jedinců v LEVP oproti 507 v SV_R).

Dále je zajímavé sledovat levostranný přítok Zbytinského potoka (LEVP). Ve většině odběrů převažuje čeleď *Gammaridae* a ostatní čeledi byly zastoupeny v podstatně menších abundancích. Většina čeledí si přibližně udržovala své pořadí, jen byl výraznější jejich postupný pokles vůči nejpočetnější čeledi na prvním místě. Podobný trend jako v toce LEVP byl sledován i ve SV_R, kde úbytek méně abundantních čeledí vůči nejpočetnějším byl mnohem výraznější. Ve vodním toce LEVP byly pozorovány výrazné změny v biodiverzitě. Nejvýraznější změny byly mezi roky 2011 a 2012. Rok 2011 byl charakteristický nejvyšší diverzitou v rámci vodního toku LEVP a rok následující diverzitou nejnižší.

Při porovnání revitalizovaného (SV_R) a nerevitalizovaného (SVIN) úseku Sviňovického potoka bylo zřetelné, že v obou sledovaných rocích 2014 a 2015 byla vyšší

diverzita v nerevitalizovaném úseku, výrazněji v roce 2015. V roce 2015 se v lokalitě SVIN na prvním místě nacházela čeleď *Baetidae*, následována *Gammaridae* a dále pokračovaly čeledi, které byly v revitalizovaném úseku méně časté. Čeledi zastoupené ve větším množství v úseku SVIN oproti SV_R byly *Chironomidae* a *Smuliidae*.

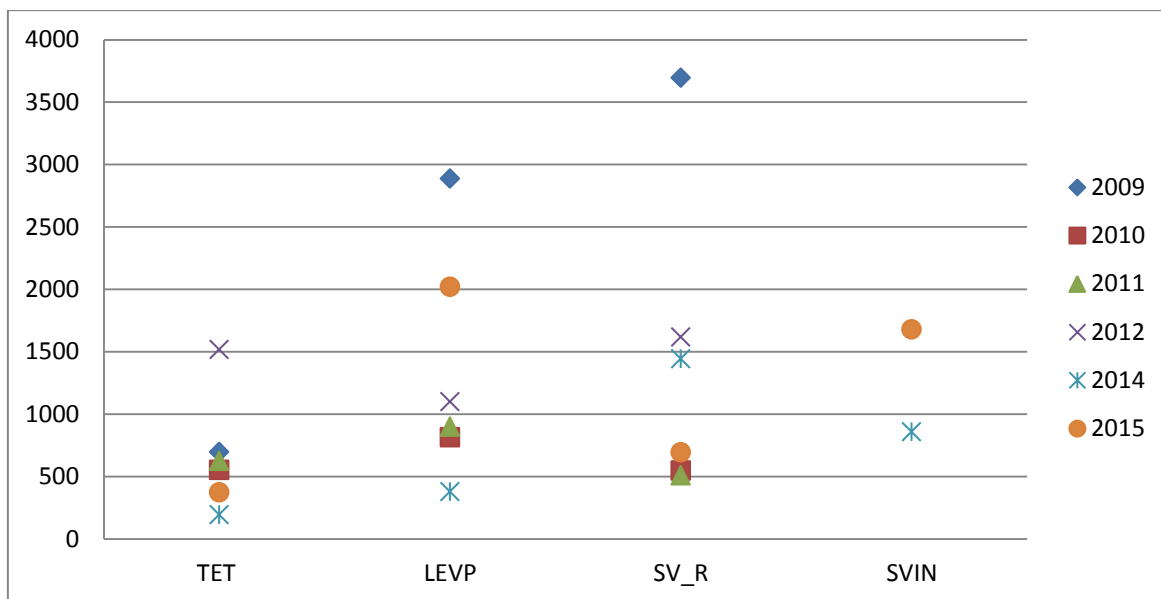
7.4.2 Vyhodnocení vzorků makrozoobentosu za využití indexů

Následující část shrnuje vyhodnocení všech vzorků makrozoobentosu, pomocí v metodice zmíněných indexů. Grafy znázorňují zpracování vzorků makrozoobentosu v jednotlivých letech a ve sledovaných vodních tocích. Hodnocení společenstev makrozoobentosu proběhlo za využití abundancí a počtu čeledí v jednotlivých odběrech, dále BMWP skóre a ASPT indexu v obou případech s určením třídy čistoty, EPT indexů, Simpsonova a Shannon-Wienerova indexu.

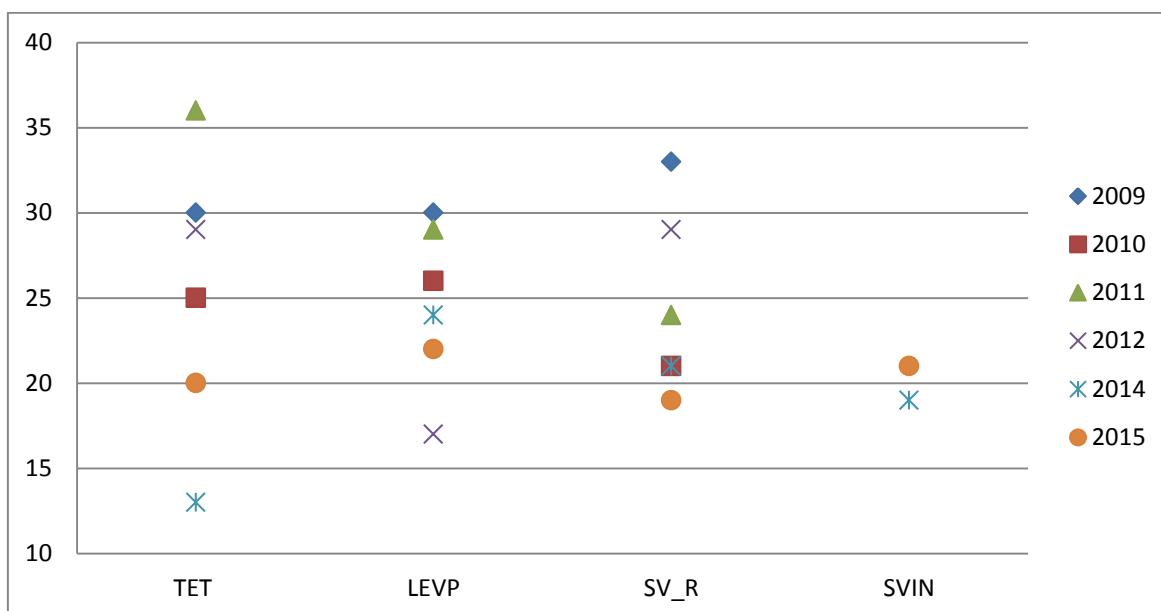
Z Graf 16 je zřejmé, že zcela nejvyšší abundance makrozoobentosu se vyskytovala v roce 2009 ve Sviňovickém potoce v revitalizované části (SV_R), kde bylo analyzováno až 3 695 jedinců. Počtem čeledí (Graf 17) byl zmiňovaný odběr v SV_R na druhém místě, celkově 33 čeledí. SV_R je charakterizován velmi širokým rozpětím v abundancích makrozoobentosu mezi sledovanými roky v porovnání se sledovanými lokalitami. V počtu čeledí je rozptyl mezi roky v uvedené lokalitě (SV_R) méně výrazný.

Naopak odběr z Tetřívčího potoka v roce 2014 byl zastoupen zcela nejnižším počtem jedinců, pouhých 195 rozdělených pouze do třinácti čeledí. Ve zbylých čtyřech odběrech si Tetřívčí potok jako jediný udržuje relativně stálé množství jedinců, což ovšem neplatí o počtu čeledí, kdy má oproti zbývajícím lokalitám největší rozpětí mezi maximálním a minimálním počtem čeledím. Nejvíce čeledí bylo určeno v roce 2011, konkrétně 36.

V přítoku LEVP byl velmi výrazný rozptyl mezi abundancemi, ale stále menší než v případě lokality SV_R. Roky, které měli abundance podobné v lokalitě LEVP byly 2010, 2011 a 2012. Naopak počet čeledí byl na rozdíl od lokality TET v nejmenším rozmezí, nejvýraznější odchylka ve vodním toku LEVP byla v roce 2012, kdy bylo zjištěno pouze 17 čeledí. Vzhledem vysokému rozptylu v popisovaných grafech nemá význam porovnávat lokalitu SVIN s ostatními lokalitami, především díky krátkému období sledování makrozoobentosu na této lokalitě v letech 2014 a 2015. Jak již bylo zmiňováno v předchozí podkapitole, tak konkrétně v roce 2015 bylo sledováno abundantnější a bohatší složení bentosu v této lokalitě, než v SV_R.



Graf 16: Abundance makrozoobentosu v jednotlivých letech ze všech sledovaných lokalit.



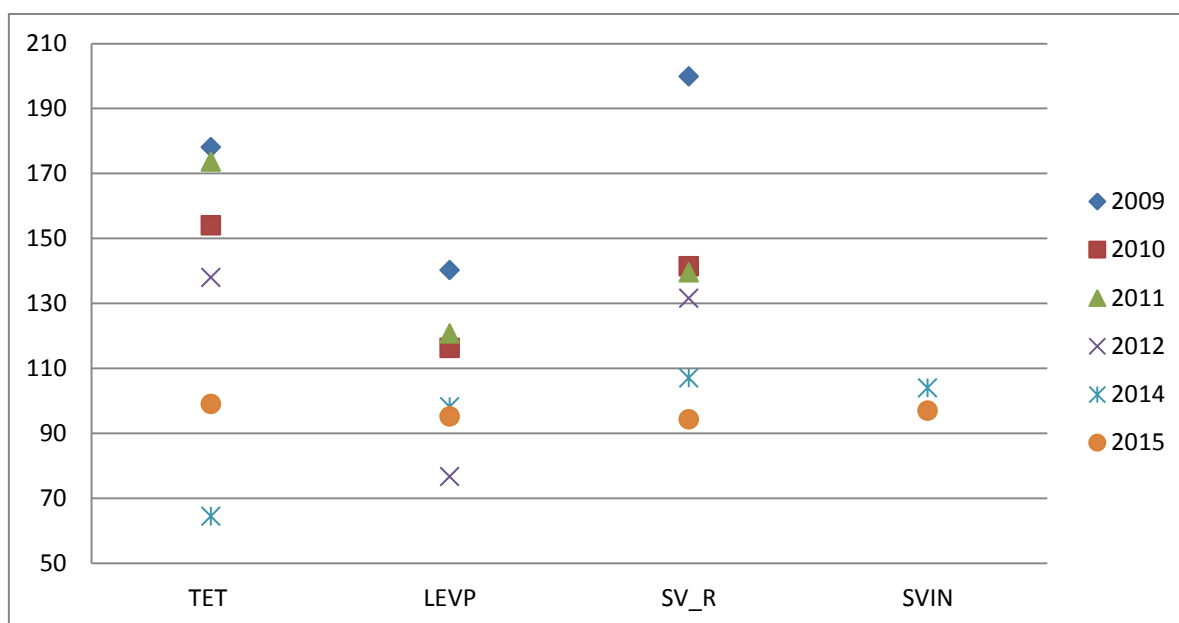
Graf 17: Počet čeledí makrozoobentosu v jednotlivých letech a ve všech sledovaných lokalitách.

Následující grafy (18 a 19) znázorňují vypočítanou hodnotu BMWP a index ASTP. Hodnoty uvedených jednotek se využívají k vyhodnocení kvality vody za využití zjištěných čeledí. Tabulka pro zařazení kvality vody z vypočítaných hodnot byla použita z práce Kokeš et Vojtišková (1999).

Z Graf 18, který charakterizuje hodnoty BMWP skóre, lze rok 2009 hodnotit, na základě vysokých hodnot BMWP skóre, jako rok s nejlepší kvalitou vody ve třech sledovaných tocích oproti rokům ostatním. Mezi jednotlivými toky lze pozorovat rozdílné hodnoty BMWP. Nejvyšší hodnoty je dosaženo v profilu SV_R, následuje profil TET a nakonec LEVP. Podobný průběh hodnot mají i roky následující 2010, 2011 a 2012.

V uvedených letech je nejlepší kvalita vody na základě BMWP skóre zjištěna v profilu TET, následuje SV_R a nakonec LEVP. Zajímavá je změna v roce 2014, kde profil s nejnižší kvalitou vody je TET. Uvedená výrazná změna v TET byla způsobena především tím, že v uvedeném roce bylo ve zkoumaném vzorku makrozoobentosu nalezeno pouze 13 čeledí a pro výpočet BMWP skóre bylo použito pouze hodnot z deseti systematických jednotek. V roce 2014 byla nejvyšší hodnota v toce SV_R, následována SVIN a LEVP, kde výsledky dosahovaly podobných hodnot. Z hlediska BMWP skóre byl rok 2015 charakterizován s velmi podobnými hodnotami ve všech sledovaných tocích.

Na základě výsledků BMWP skóre lze vývoj kvality vody z hlediska organického znečištění ve sledovaných vodních tocích charakterizovat jejím postupným zhoršováním.



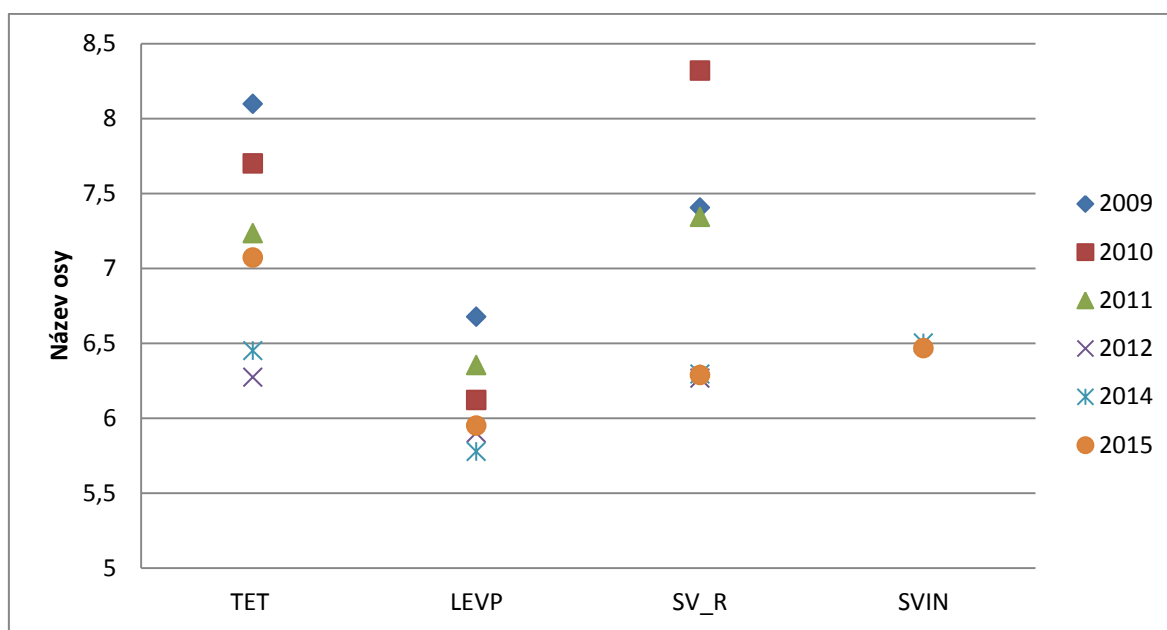
Graf 18: Hodnoty BMWP skóre pro společenstva makrozoobentosu ve sledovaných vodních tocích za jednotlivé roky.

Hodnoty ASTP indexu, které znázorňuje Graf 19, jsou na rozdíl od hodnot BMWP ovlivněny výpočtem, kdy u jednotlivých hodnot záleží na množství systematických jednotek ve vzorku.

Nejvyšších hodnot nejčastěji dosahuje lokalita TET, konkrétně nejvíce v roce 2009. Velké rozdíly v hodnotách ASPT indexu byly zjištěny především v roce 2010. Nejvyšší hodnota byla zjištěna v SV_R. Výrazná změna oproti roku předchozímu byla způsobena poklesem systematických jednotek (z 27 SU v roce 2009 na 17 SU v roce 2010) ve vzorku makrozoobentosu. Zbylé roky vykazovaly podobný průběh hodnot v jednotlivých lokalitách. Lokalita LEVP měla nejmenší rozpětí výsledných hodnot a ve všech sledovaných letech měl nejnižší hodnoty. Výsledné hodnoty v TET a SV_R měly velké rozpětí v průběhu

sledovaných let. Hodnoty v lokalitě TET byly obvykle vyšší než v SV_R, mimo roky 2010 a 2011. Roky s velmi podobným průběhem hodnot byly 2012, 2014 a 2015 v tomto roce mimo lokalitu TET.

Podobně jako u hodnot BMWP bylo také u indexu ASTP sledováno zhoršování kvality vody z hlediska organického znečištění. V případě lokality TET se v roce 2014 a výrazněji v roce 2015 objevilo zlepšení. Uvedené změny jsou pravděpodobně dány opět poklesem SU, které byly v uvedených letech oproti předchozím nižší (10 SU v roce 2014 a 14 SU v roce 2015, naopak roky předchozí měli 20 SU a více).



Graf 19: Hodnoty ASTP indexu pro společenstva makrozoobentosu ve sledovaných vodních tocích za jednotlivé roky.

Na základě zjištěných hodnot BMWP skóre a ASTP indexu byla hodnocena kvalita vod (Kokeš et Vojtíšková, 1999). Zjištěné třídy čistoty vody z hodnot BMWP skóre a ASTP indexu znázorňují Graf 20 a Graf 21 a k nim odpovídající Tabulka 6 a Tabulka 7. Z výsledků je zřejmé, že nejlepší hodnoty, zařazením třídy čistoty do 1. kategorie dosáhla lokalita TET, kde hodnota jedna, tzn. kvalita vody výborná, byla dosažena nejčastěji v obou ukazatelích (hodnota BMWP a ASTP index). Naopak lokalita LEVP, vykazovala v případě obou ukazatelů nejhorší kvalitu vody. Uvedené tvrzení potvrzuje i většina parametrů chemismu, které byly hodnoceny předchozí podkapitole. V případě hodnoty BMWP byla lokalita LEVP ve třech odběrech (roky 2009 – 2011) řazen do třídy čistoty 2 (voda dobré čistoty) a v následujících třech odběrech (roky 2012, 2014 a 2015) do třídy čistoty 3 (tzn. voda střední čistoty). Z hodnot indexu ASTP byly všechny odběry v lokalitě LEVP zařazeny do 2. třídy čistoty.

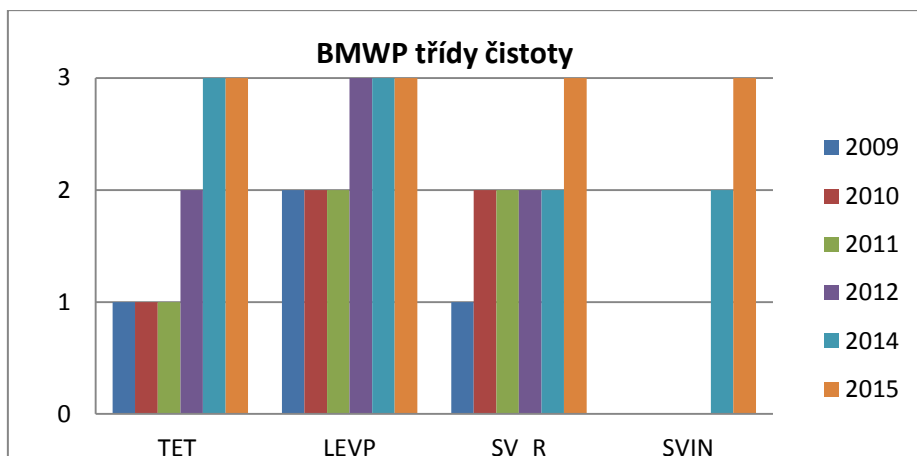
Třídy čistoty určené na základě hodnot BMWP charakterizují kvalitu vody v lokalitě SV_R jako postupně se zhoršující. V roce 2009 byla kvalita vody srovnatelná s lokalitou TET, kde oba vodní toky byly zařazeny do třídy čistoty 1 (kvalita vody výborná). Následně bylo v lokalitě SV_R zjištěno zhoršení třídy čistoty na 2 (voda dobré čistoty) a v roce 2015 byla lokalita SV_R zařazena do třídy čistoty 3 (vody střední čistoty). V případě hodnocení čistoty vody na základě ASTP indexu byla lokalita SV_R srovnatelná s lokalitou TET – v letech 2009 – 2011 hodnocena hodnotou třídy čistoty 1. V letech 2012, 2014 a 2015 byl SV_R hodnocen hodnotou 2. Jediný rozdíl oproti lokalitě TET byl v roce 2015, kdy lokalita TET měla hodnotu třídy čistoty 1.

Při porovnání tříd čistoty zjištěných z hodnot BMWP skóre a z ASTP indexu je zajímavé, že čistota vody dle BMWP byla hodnocena více třídami čistoty (od 1 do 3). Hodnota 3 byla zastoupena nejvíce v profilu LEVP a ve všech ostatních sledovaných profilech v roce 2015. Naopak třídy čistoty dle ASTP zařazovaly vodní toky do lepších tříd čistoty vody, hodnota 3 se v tomto případě vůbec nevyskytovala. Hodnota 1 se dle hodnot ASTP vyskytovala mnohem častěji, nejvýraznější rozdíl byl mezi hodnotami třídy čistoty u BMWP a ASTP u lokality TET v roce 2015.

Rozdíly v začlenění jednotlivých lokalit do tříd čistoty mezi hodnotou BMWP a indexem ASTP, lze odůvodnit výpočtem, kdy ASTP index je ovlivněn podílem, tedy množstvím systematických jednotek (čeledí), jež se v jednotlivých lokalitách mnohokrát značně liší. Na základě odebraných vzorků makrozoobentosu bylo možné sledovat zhoršování kvality vody ve sledovaném území.

Tabulka 6: Třídy čistoty zjištěné na základě vypočítaných BMWP hodnot.

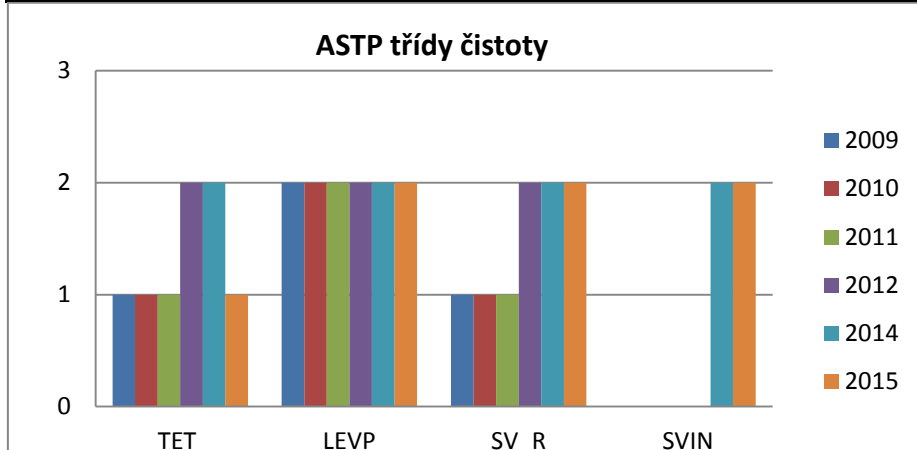
BMWP tř.	2009	2010	2011	2012	2014	2015
TET	1	1	1	2	3	3
LEVP	2	2	2	3	3	3
SV_R	1	2	2	2	2	3
SVIN					2	3



Graf 20: Třídy čistoty zjištěné na základě vypočítaných BMWP hodnot.

Tabulka 7: Třídy čistoty zjištěné na základě vypočítaných hodnot ASTP indexu.

ASPT	2009	2010	2011	2012	2014	2015
TET	1	1	1	2	2	1
LEVP	2	2	2	2	2	2
SV_R	1	1	1	2	2	2
SVIN					2	2

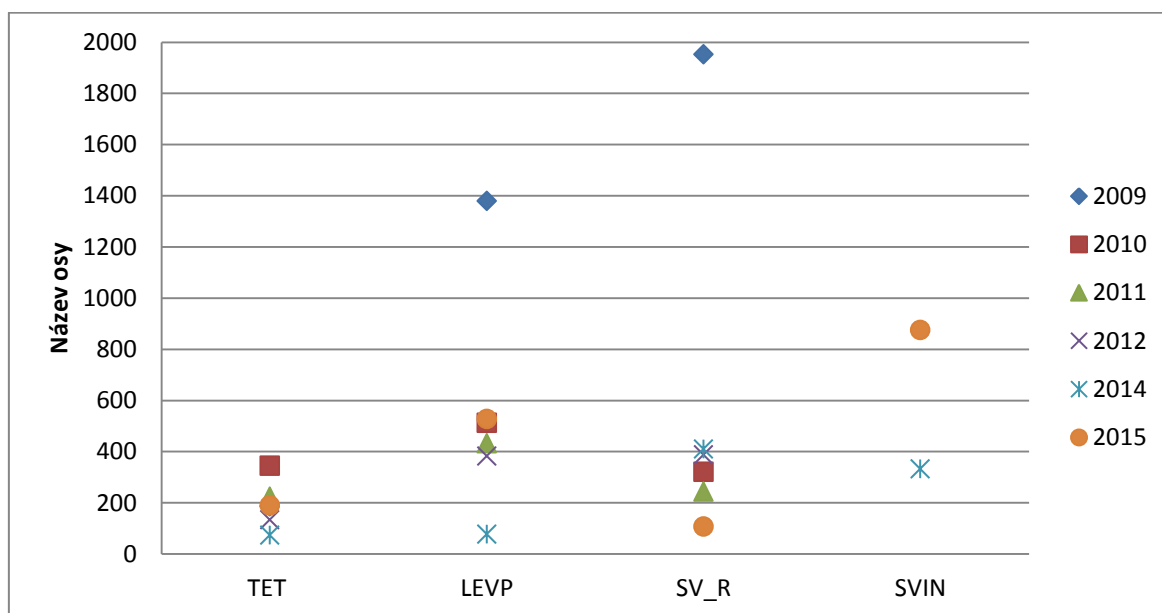


Graf 21: Třídy čistoty zjištěné na základě vypočítaných hodnot ASTP indexu.

Graf 22 znázorňuje součet všech jedinců z řádů: *Ephemeroptera*, *Plecoptera* a *Trichoptera* (dále EPT). Čím je výraznější zastoupení těchto tří řádů, tím je vodní tok charakterizován lepší kvalitou vody. Zástupci z uvedených řádů jsou charakterističtí nízkou tolerancí ke znečištění vody, vysoké koncentraci kovů a organických sloučenin.

V Graf 22 jsou velmi výrazné hodnoty pro rok 2009. Zastoupení EPT v lokalitách SV_R a LEVP dosahovalo velmi výrazných abundancí oproti hodnotám ostatním. Uvedená odchylka byla způsobena velmi početným společenstvem bentosu v odebraných vzorcích, jak již bylo popsáno výše (Graf 16). V porovnání s grafem následujícím (Procentuální podíl EPT – Graf 23) je zřejmé, že hodnoty pro LEVP a SV_R v roce 2009 nebyly charakteristické nejvýraznějším výskytem EPT vůči celému společenstvu, jak by se dalo podle vysokých

abundancí očekávat. Zbylé hodnoty abundancí EPT se pohybovaly kolem hodnoty 500 jedinců a méně. Poslední výrazná odchylka byla v lokalitě SVIN v roce 2015, kde abundance dosáhly hodnoty až 875. Nejmenší rozptyl abundancí EPT si v průběhu sledovaných let udržovala lokalita TET.



Graf 22: Celková abundance jedinců z tříd Ephemeroptera, Plecoptera a Trichoptera ve společenstvech makrozoobentosu, ve sledovaných vodních tocích za jednotlivé roky.

Následující Graf 23 zobrazuje podíl EPT (EPT%) s celkovým počtem všech vyskytujících se čeledí v konkrétním společenstvu vynásobené stem, výsledek udává procentuální podíl EPT vůči zbytku společenstva.

V Graf 23 je znázorněn nejvýraznější procentuální výskyt EPT vůči celému vzorku bentosu, v roce 2010 ve všech sledovaných lokalitách. Hodnoty EPT pro rok 2010 přesahovaly 55 %, tedy podíl EPT vůči celému vzorku byl více než 55 %. Všechny lokality (TET, LEVP a SV_R) v roce 2010 bylo možné hodnotit, jako vodní toky s dobrou kvalitou vody a s velmi rozmanitým společenstvem bentosu, netolerantním vůči znečištění.

V případě lokality TET jsou hodnoty EPT% v letech 2009, 2011 a 2012 nižší než v ostatních lokalitách. K nárůstu hodnot EPT% v lokalitě TET dochází v letech 2014 a výrazněji 2015, stále však méně než v roce 2009. V letech 2014 a 2015 je zajímavé, že i přes nízké abundance celého společenstva (Graf 16), bylo ve vzorcích bohaté zastoupení zástupců z EPT. Je tedy možné předpokládat, že z hlediska vysokého výskytu zástupců EPT dochází ke zlepšení kvality toku, nikoliv však na úroveň v roce 2009.

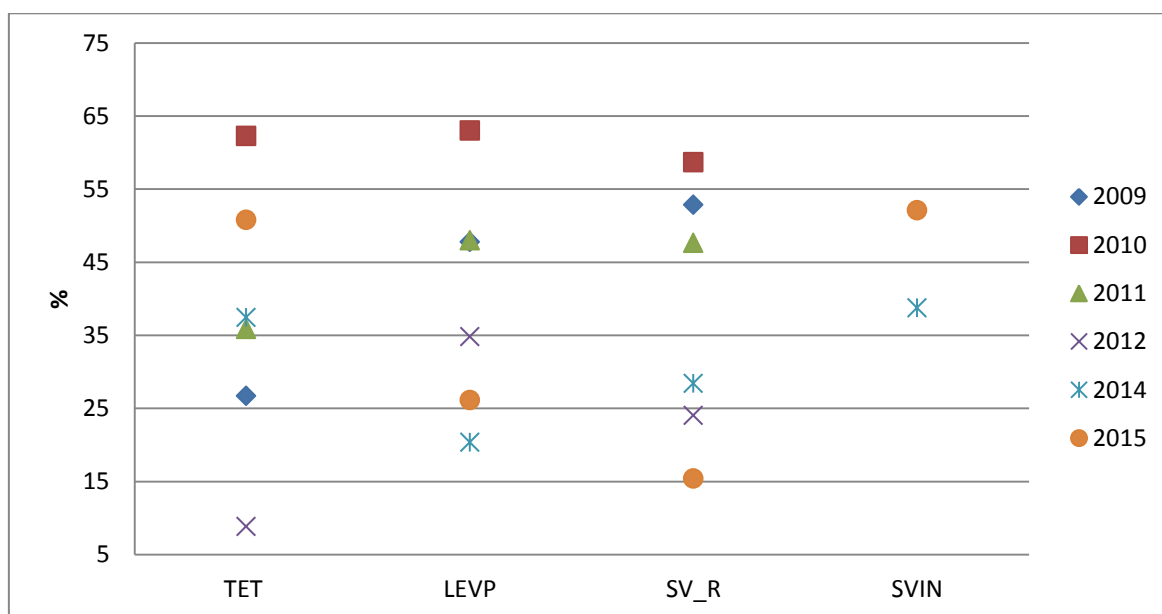
V lokalitě LEVP nedochází k výraznému zlepšování kvality toku. Je však zajímavé, že konkrétně v letech 2009 – 2012 byly hodnoty procentuálního zastoupení EPT ve společenstvu

bentosu vyšší než v lokalitě TET (v roce 2010 hodnota téměř stejná TET 62 % a LEVP 63 %). V letech 2014 a 2015 je však pozorována změna, kde oproti lokalitě TET je v lokalitě LEVP výrazně menší zastoupení EPT %.

Hodnoty z lokality SV_R jsou velmi rozdílné v průběhu sledovaných let. Roky 2009 - 2011 nabývají podobných hodnot v rozmezí od 48 % (rok 2011) až po 59 % (rok 2010). Naopak hodnoty výrazně nižší byly sledovány v letech zbývajících 2012, 2014 a 2015, od 15 % (rok 2015) až 28 % (rok 2014).

Lokalita SVIN je zajímavá tím, že hodnoty ve sledovaných letech 2014 a 2015 přesahovaly nad lokality ostatní. Hodnoty byly srovnatelné s lokalitou TET, kde výsledné hodnoty byly téměř stejné (rok 2014 SVIN 39 % a TET 37 %; rok 2015 SVIN 52 % a TET 51 %).

Při kompletním shrnutí všech hodnot v Graf 23 - EPT % lze zaznamenat velmi rozdílné hodnoty a poměrně výrazné rozpětí podílu EPT vůči zbylému společenstvu ve sledovaných lokalitách v průběhu šesti let. Na základě hodnot EPT % nelze v tomto případě zcela jednoznačně určit, která z lokalit by mohla být charakterizována nejlepší kvalitou toku a dobrou kvalitou vody.



Graf 23: Procentuální podíl tříd Ephemeroptera, Plecoptera a Trichoptera vůči celému společenstvu, ve sledovaných vodních tocích za jednotlivé roky.

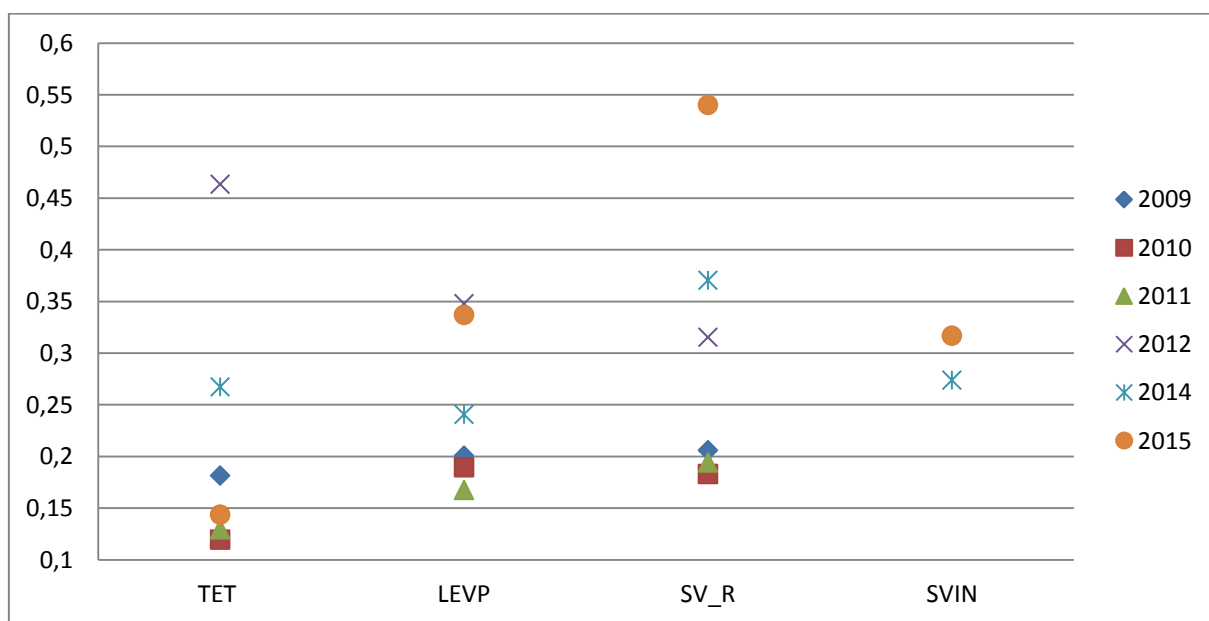
Graf 24 znázorňuje Simsonův index, který charakterizuje diverzitu daného společenstva. Tento index je charakteristický tím, že čím vyšší je hodnota, tím diverzita klesá.

Nejvyšší diversita byla ve většině odběrů zjištěna v lokalitě TET. Následuje lokalita LEVP a nakonec SV_R. Nejvyšší diverzita byla zjištěna v letech 2009 – 2011 na všech lokalitách oproti rokům ostatním, kde došlo k poklesu diverzity.

Nejmenší rozdíly mezi jednotlivými lokalitami byly v roce 2009, kdy hodnota Simsonova indexu byla téměř shodná ve všech třech lokalitách odběru. Naopak nejvýraznější rozdíly v hodnotě indexu mezi jednotlivými lokalitami byly v roce 2015, kde nejvyšší biodiverzita byla zaznamenána v potoce TET. Odběrové lokality LEVP a SVIN dosahovaly podobných hodnot charakteristických nižší diverzitou než v lokalitě TET. Nejnížší diverzita v roce 2015 a zároveň nejnížší ze všech odběrů byla zaznamenána v lokalitě SV_R.

Zajímavý je vývoj v roce 2012, kdy vzorek makrozoobentosu z lokality TET byl oproti dalším dvěma lokalitám hodnocen s nejnížší diverzitou na rozdíl od LEVP a SV_R.

Obecně s nejlepší diverzitou vychází lokalita TET oproti ostatním vodním tokům. Lze však sledovat postupné snižování diverzity v průběhu sledovaných roků.



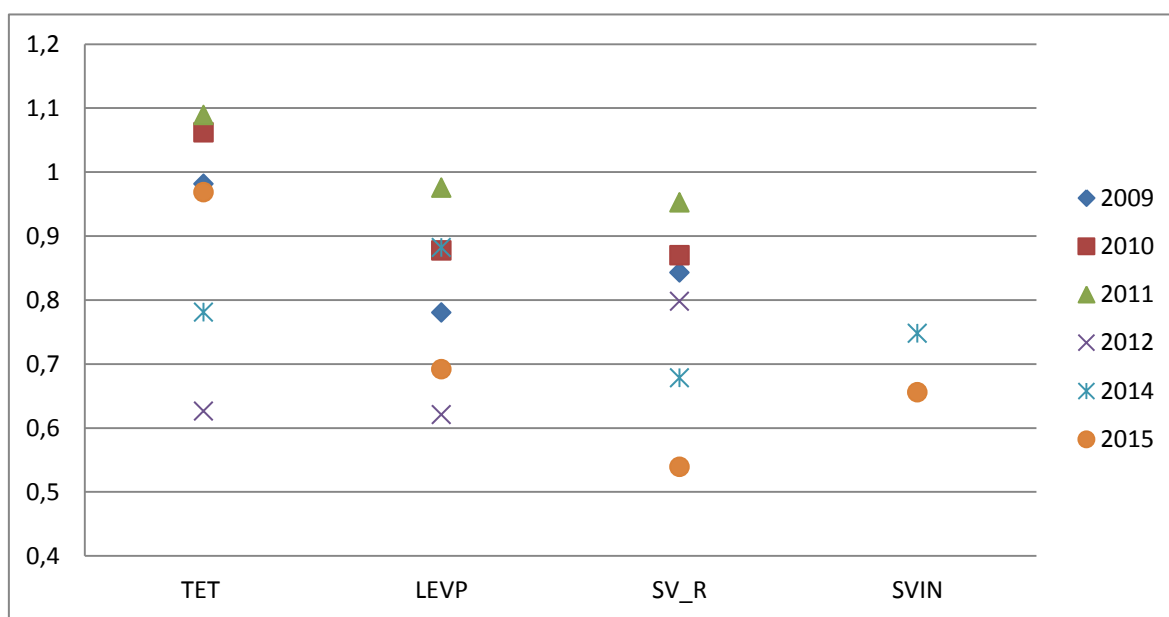
Graf 24: Hodnoty Simpsonova indexu charakterizující společenstvo makrozoobentosu, ve sledovaných vodních tocích za jednotlivé roky.

Shannon-Wierer index (Graf 25) charakterizuje druhovou diverzitu společenstva. Jakmile hodnoty narůstají, znamená to, že narůstá i diverzita společenstva. Vzhledem k výpočtu tohoto indexu je bráno jako nevýhoda nemožnost porovnávat odlišně bohatá společenstva. Poskytuje jen jednoduché shrnutí o aktuálním společenstvu makrozoobentosu.

Jak je popsáno v předchozím odstavci, je problémem porovnávat odlišně bohatá společenstva, což je v případě vzorků makrozoobentosu v této práci problém, jelikož vzorky dosahují značně odlišných abundancí (Graf 16).

Společenstva makrozoobentosu ze třech sledovaných lokalit, která byla svými abundancemi nejbližší, byla v roce 2009. Při porovnání lokalit z hlediska Shannon-Wiererova indexu vychází diverzita společenstva makrozoobentosu z TET jako nejvyšší, následuje LEVP a za ním s malým rozdílem lokalita SV_R.

Výsledné hodnoty Shannon-Wiererova indexu jsou však nízké oproti hodnotám očekávaným, jak bylo popsáno v kapitole metodika (5.6.4.3).



Graf 25: Hodnoty Shannon-Wiener indexu charakterizující společenstvo makrozoobentosu, ve sledovaných vodních tocích za jednotlivé roky.

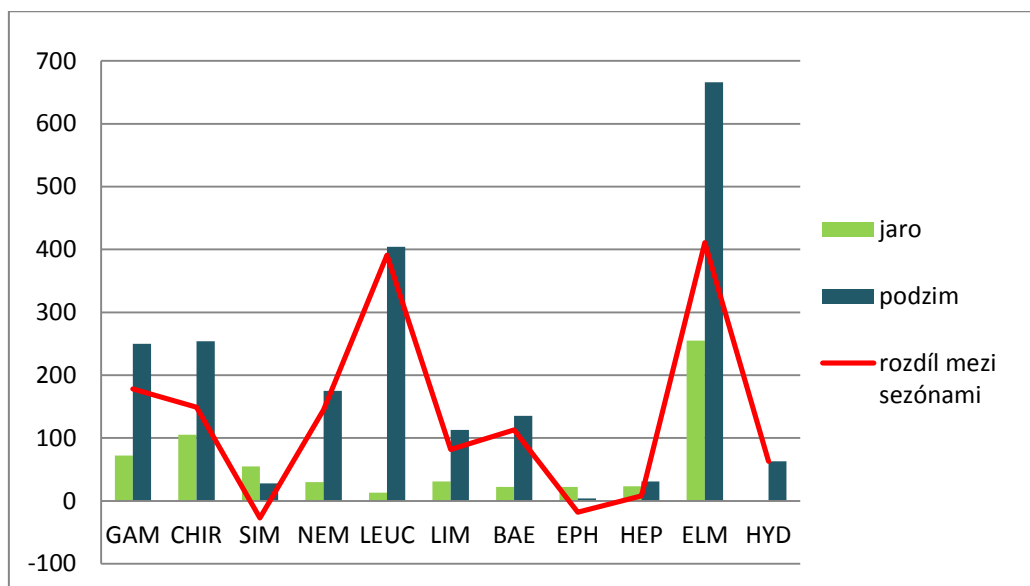
7.4.3 Sezónního změny ve výskytu makrozoobentosu

Na základě dostupných dat makrozoobentosu z roku 2009, kdy došlo ke dvěma odběrům, jarnímu 27. 4. 2009 a podzimnímu 14. 10. 2010 byl zhodnocen výskyt makrozoobentosu ve dvou sezonách v jednom roce na třech lokalitách.

Grafy znázorňují rozdíly mezi sezónami v jednotlivých lokalitách. Ve všech případech lze sledovat značné rozdíly mezi jarními a podzimními odběry makrozoobentosu. Na základě charakteristik odběrových lokalit (viz kapitola 4.8), lze usuzovat, že významný vliv na rozdíl mezi jarním a podzimním společenstvem makrozoobentosu mezi sezónami má celková charakteristika toku.

Společenstvo makrozoobentosu z lokality TET (Graf 26) vykazovalo téměř u všech čeledí (mimo *Simuliidae* a *Ephemerellidae*) vyšší abundance v období podzimního odběru. Nejvýraznější rozdíl mezi abundancí na jaře a na podzim je u čeledí *Elmidae* a *Leuctridae*. Zástupci obou dvou čeledí patří mezi sběrače živící se detritem. Na základě charakteristiky

potravní skupiny, lze předpokládat, že zalesněné okolí vodního toku zajistí v podzimním období dostatek potravy a lze tedy očekávat vyšší výskyt sběračů na podzim než na jaře.



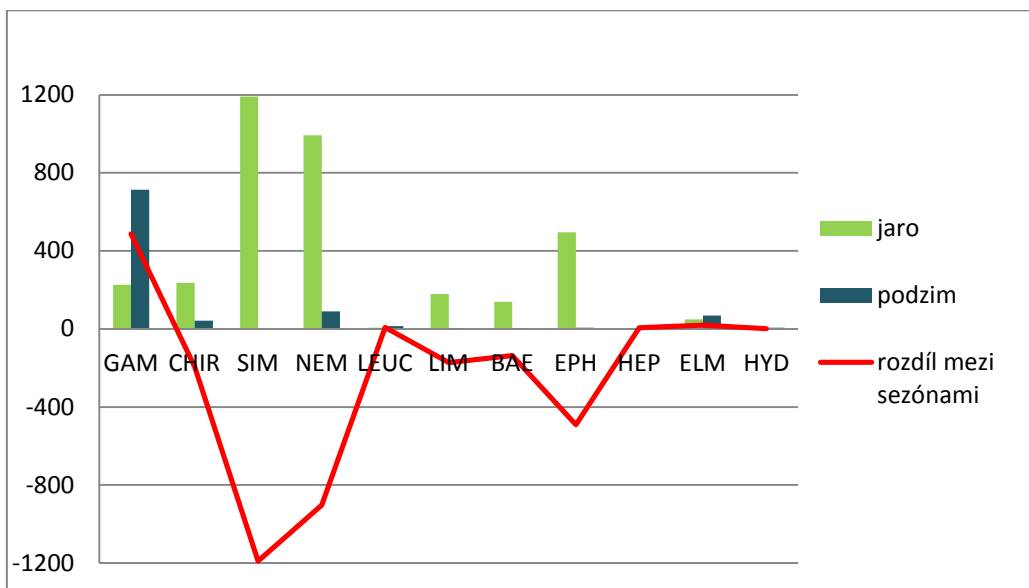
Graf 26: Znárodnění sezónních změn abundancí společenstev makrozoobentosu v lokalitě TET. Jarní odběry proběhly dne 27. 4. 2009 a podzimní odběry 14. 10. 2009.

Při pohledu na Graf 27 pro lokalitu LEVP je zřejmé, že všechny vzorky makrozoobentosu dosahovaly vyšších abundancí v období jarních odběrů. Vzorky z odběrů podzimních byly výrazně nižší, u čeledi *Limnephilidae*, *Ephemerellidae* a *Heptageniidae* zcela nulové. Nejvýraznější rozdíl je znatelný v případě čeledi *Nemouridae*, kdy jarní abundance čeledi dosahovala až 862 jedinců a naopak podzimní vzorek byl zastoupen jen 16 jedinci. Jediná čeleď *Gammaridae* vykazovala podobné zastoupení v obou sezonách.



Graf 27: Znárodnění sezónních změn abundancí společenstev makrozoobentosu v lokalitě LEVP. Jarní odběry proběhly dne 27. 4. 2009 a podzimní odběry 14. 10. 2009.

Lokalita SV_R (Graf 28) lze opět charakterizovat převahou jedinců makrozoobentosu v jarních odběrech. Jediné dvě čeledi *Gammaridea* a *Elmidae* převažovaly ve vzorcích podzimních. Nejvyšší rozdíl je znatelný u čeledi *Simuliidae*, kde maximální abundance v jarním odběru obsahovala 1 191 jedinců, v porovnání podzimním vzorkem byla čeleď zastoupena pouze dvěma jedinci. Celkově si jsou toky SV_R a LEVP z hlediska sezónnosti velmi podobné, především v zastoupení dvou nejčetnějších čeledí *Simuliidae* a *Nemouridae*, které se vyskytovaly v hojných abundancích na obou lokalitách.



Graf 28: Znárodnění sezónních změn abundancí společenstev makrozoobentosu v lokalitě SV_R. Jarní odběry proběhly dne 27. 4. 2009 a podzimní odběry 14. 10. 2009.

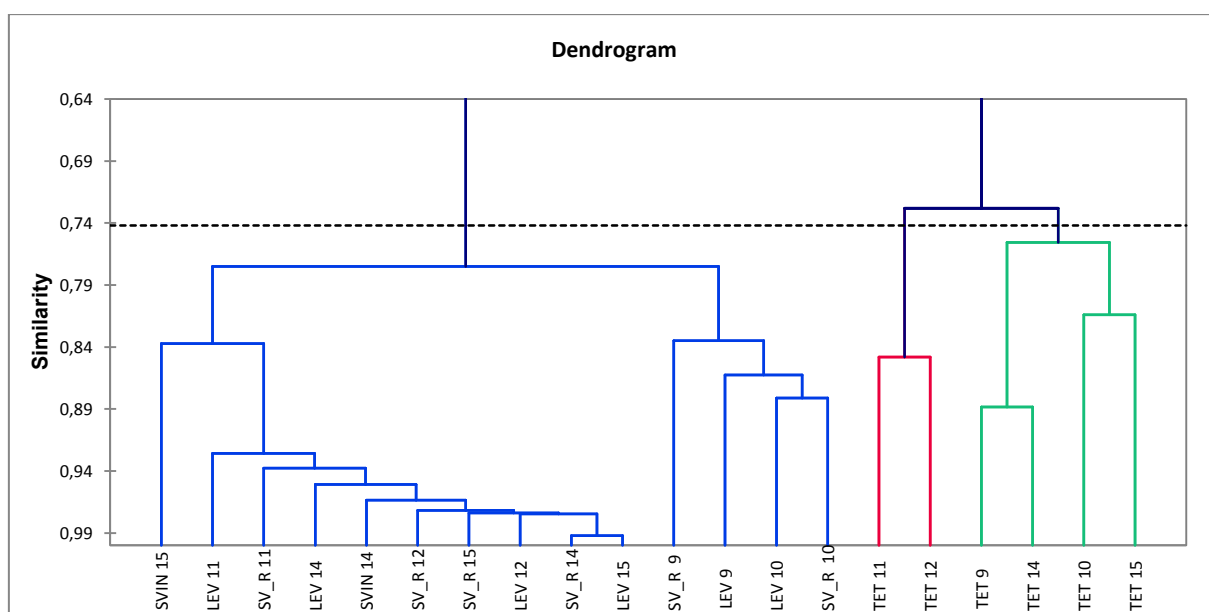
7.4.4 Podobnost mezi jednotlivými toky na základě společenstev makrozoobnetosu za využití dendrogramu

Následující Graf 29 znázorňuje všechny jarní odběry makrozoobentosu, jsou zde znázorněny lokality odběrů s příslušnými roky. Graf vychází z tabulky v **Chyba! Nenalezen zdroj odkazů..** Pro vytvoření dendrogramu bylo využito AHC analýzy (Agglomerative Hierarchical Clustering), které předchází Pearsonův korelační koeficient. Dendrogram byl vytvořen v nadstavbě excelu XLSTAT.

Dendrogram je před sloučením do finálního shluku rozdělen na tři základní shluky. První shluk (modrá barva) je charakterizován všemi odběry mimo odběry v lokalitě TET. Lokalita TET vytvořila dva základní shluky (červená a zelená), do kterých nezasahují žádné jiné odběry.

K vytvoření prvního shluku došlo mezi odběry SV_R 14 a LEV 15 již ve vzdálenosti 0,992, jedná se o vodní toky se značnou podobností na základě hodnot charakterizujících makrozoobentos. K uvedenému shluku se připojili tři odběry LEV 12, SV_R 15 a SV_R 12 v podobné vzdálenosti. Mezi uvedenými odběry lze také očekávat značnou podobnost. Dále se postupně připojují odběry SVIN 14, LEV 14, SV_R 11 a LEV 11. Lokalita SVIN 15 se k vytvořenému shluku připojuje ve výraznější vzdálenosti, než tomu bylo doposud. Jedná se tedy o odběr oproti předchozím značně odlišný. Zajímavá je častá podobnost lokalit SV_R a LEV, kterou bylo možné pozorovat v již popsané části, ale i v shlucích následujících, kde však podobnosti nejsou natolik výrazné, jako tomu bylo doposud. Nejpodobněji vychází odběry SV_R 10 a LEV 10, ke kterým se následovně připojují odběry LEV 9 a SV_R 9. Tyto shluky se ke shlukům předchozím připojili až ve vzdálenosti 0, 775 a tímto se uzavírá první velký shluk.

V případě odběrů z lokality TET se vytvořili dva základní shluky, v grafu značený červeně a zeleně. K vytvoření shluků došlo až ve výraznějších vzdálenostech než u odběrů předchozích. Samostatný shluk spojuje odběry TET 11 a TET 12. A ve třetím velkém shluku došlo ke spojení shluků tvořených odběry TET 9 a TET 14 a odběry TET 10 a TET 15. I přes to že se odběry z TET propojily do jednoho celku, nebyly mezi jednotlivými odběry tak výrazné podobnosti jako v případě lokalit LEV a SV_R v různých letech. Lokalita TET jakožto přírodě nejvíce blízká má jedinečné společenstvo bentosu v porovnání s lokalitami ostatními.



Graf 29: Dendrogram charakterizující podobnost mezi jednotlivými odběry makrozoobentosu.

7.5 Souhrnné vyhodnocení výsledků

Pro souhrnné vyhodnocení získaných dat bylo využito PCA – Principal Component Analysis – česky známá jako analýza hlavních komponent. Výsledky znázorňují následující grafy.

Graf 30 je v této části uveden jako první z důvodu zřetelné prezentace výsledků. V grafu jsou znázorněny průměrné hodnoty jednotlivých proměnných. Proměnné, které jsou v grafu znázorněny, jsou – využití půdy v povodích, struktura sedimentů, průtok a vybrané parametry chemismu. Dále jsou zde znázorněny body charakterizující čtyři zájmové lokality.

Pokud se proměnné nachází v blízkosti bodů (lokalit), pak to znamená, že tyto body obsahují velký podíl odpovídajících proměnných.

Na první pohled je patrný, výrazný rozdíl mezi lokalitami, konkrétně mezi lokalitou TET a SV_R. Hlavní proměnné, které mají velký podíl v uvedených lokalitách, jsou proměnné týkající se využití půdy, sedimentů a v případě lokality TET i průtoku.

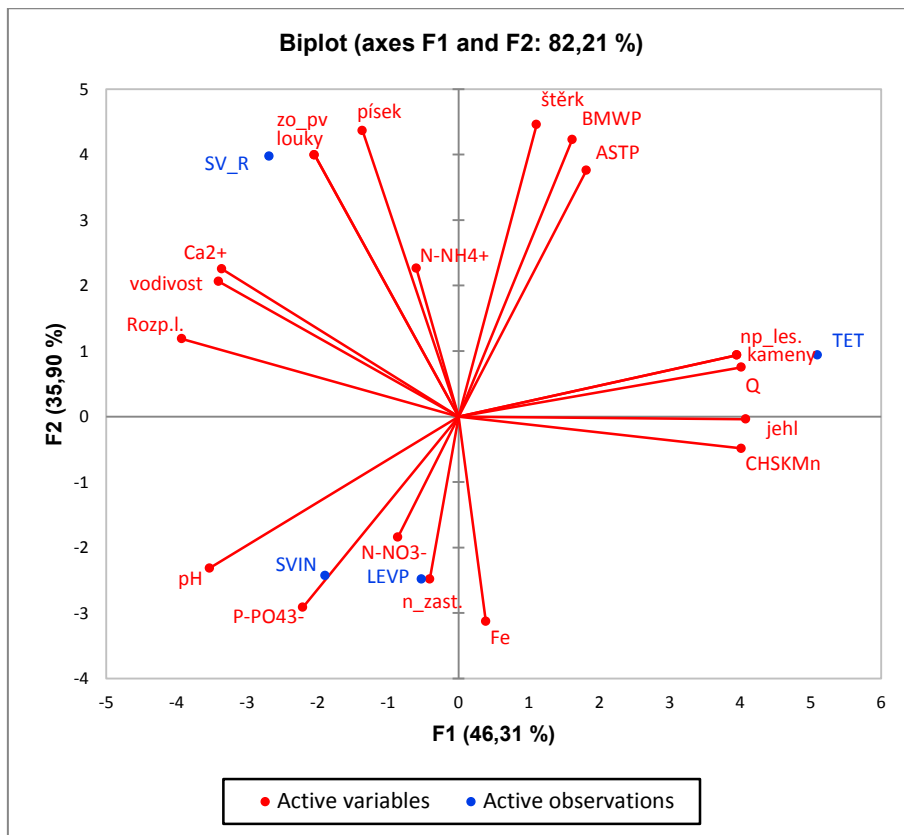
V lokalitě SV_R jsou nejvýznamnější proměnné – louky a zemědělské oblasti s přirozenou vegetací, obě proměnné mají vysokou míru korelace, následuje typ sedimentů písek a v menší míře působí chemický parametr amoniakální dusík, jehož největší míra v této lokalitě je pravděpodobně způsobena chovem skotu v přilehlém okolí.

V grafu jsou nejvýznamnějšími proměnnými v blízkosti bodu TET nízký porost v lese a kameny, které mají vysokou míru korelace a s oběma uvedenými parametry silně koreluje průtok. Další významné proměnné v blízkosti bodu TET jsou jehličnatý les a následně chemická proměnná $CHSK_{Mn}$, která je pro oblast TET charakterizována, jako nejvyšší, což je vzhledem k zalesněnému povodí s rašeliništi očekáváno.

Lokality vykazující největší podobnost jsou SVIN a LEVP, ke každé však přiléhá odlišná proměnná. V případě SVIN se jedná o chemický parametr PPO_4^{3-} a v případě LEVP se jedná o využití půdy konkrétně nesouvislá sídelní zástavba, což jednoznačně odpovídá. K parametru charakterizujícímu fosforečnany v blízkosti bodu lokality SVIN je třeba zmínit, že uvedená hodnota může být zkrešlena pouze dvěma odběry, které proběhly v této lokalitě a výraznější hodnoty fosforečnanů byly očekávány v LEVP.

Z popisovaného grafu je vhodné zmínit indexy BMWP a ASTP charakterizující čistotu vody na základě společenstva makrozoobentosu. Obě hodnoty svírají malý úhel a to je vysvětleno vysokou korelací. Hodnoty se nachází přibližně v polovině mezi body TET

a SV_R. Obě lokality byly charakteristické vysokými hodnotami uvedených indexů a také nejlepší čistotou vody.



Graf 30: PCA analýza – průměrné hodnoty parametrů; význam zkratk: zo_pv - zemědělské oblasti s přirozenou vegetací, n_zast - nesouvislá sídelní zástavba, np_les - nízký porost v lese, jehl - jehličnaté lesy.

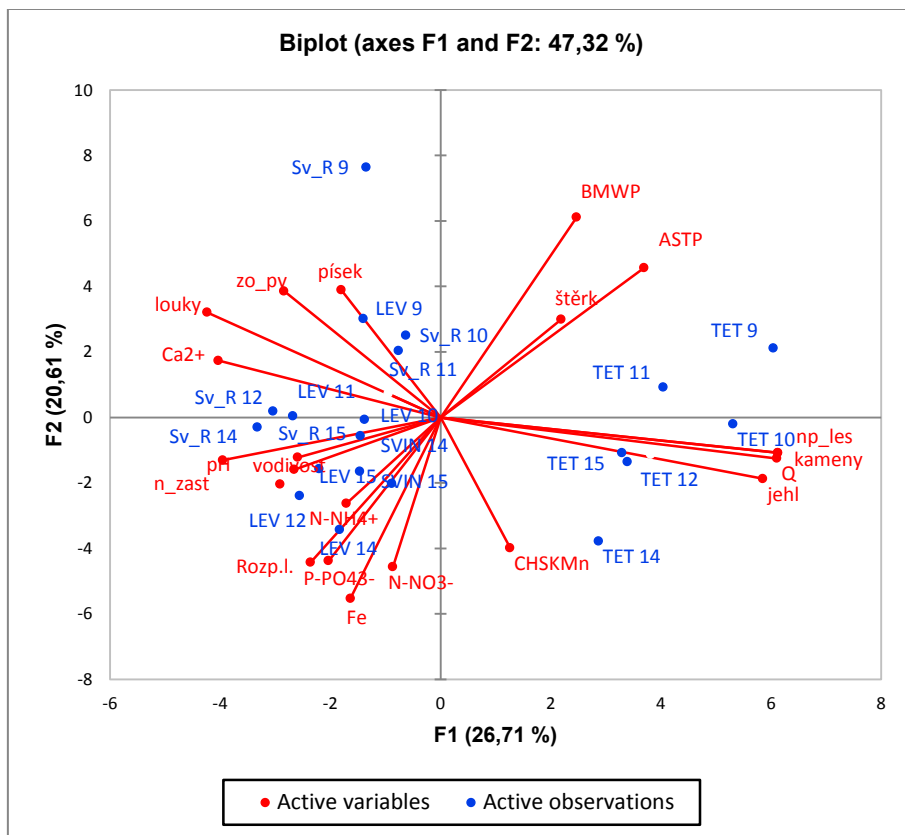
Následující grafy jsou vytvořeny na základě stejného souboru dat, tentokrát za využití všech hodnot a ne jen průměrných. Pro jednodušší interpretaci byl výsledný graf rozdělený na graf charakterizující jedenáct nejpočetnějších čeledí makrozoobentosu a graf charakterizující všechny ostatní parametry použité v grafu předchozím. Následující grafy zahrnují všechny lokality ve všech sledovaných letech.

Na základě bodů v grafech lze hodnotit profil na Tetřívčím potoce jako velmi odlišný profil s jedinečným složením makrozoobentosu. Dále je pozorována značná podobnost mezi zbývajících lokalitami. Zajímavá je podobnost odlišných lokalit v odlišných letech. Přehledněji jsou vzájemné podobnosti znázorněny v Graf 29.

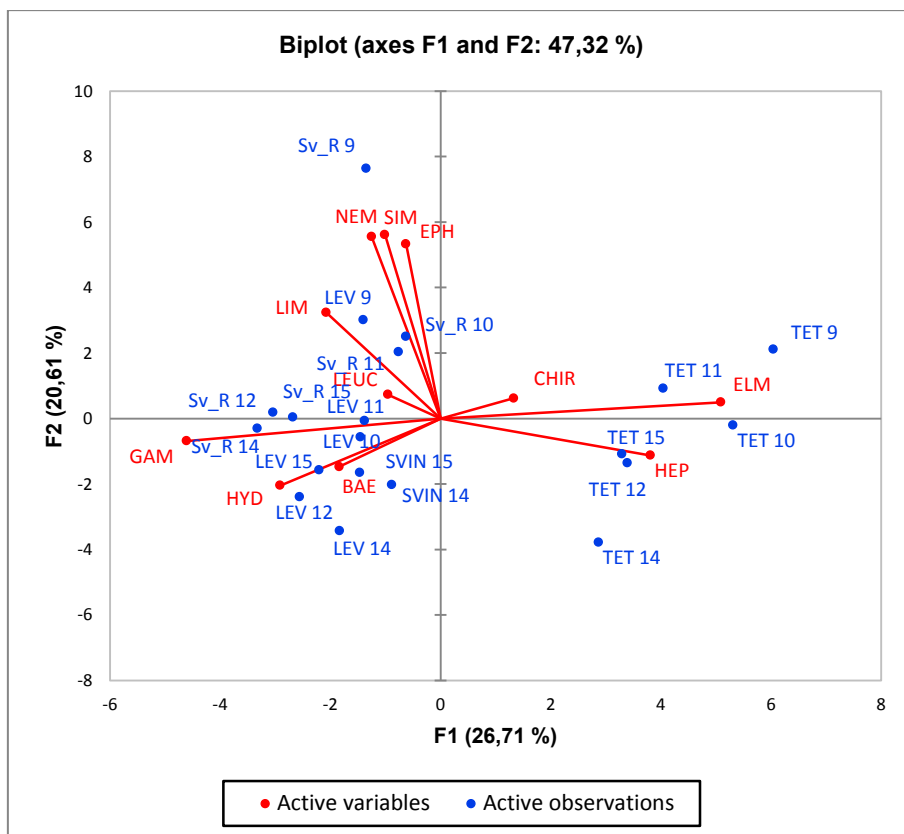
Proměnné, které jsou znázorněny v Graf 31, si zachovaly přibližně stejné pozice jako v grafu předchozím (Graf 30). Výrazné změny jsou především v hodnotách chemismu.

Graf 32, který charakterizuje čeledi, hodnotím jako dle mého názoru jako méně vhodný pro prezentaci uvedeného výsledku. Je zajímavé, že významné čeledi směřují k lokalitě

SV_R, což bylo způsobeno především vysokými hodnotami v této lokalitě, na základě charakteristik uvedených čeledí by jejich pozice měla být jiná. Pro hodnocení makrozoobentosu je dle mého názoru vhodnější využít výše popsané a vyhodnocené parametry.



Graf 31: PCA analýza charakterizující vybrané parametry; význam zkratk: zo_pv - zemědělské oblasti s přirozenou vegetací, n_zast - nesouvislá sídelní zástavba, np_les - nízký porost v lese, jehl - jehličnaté lesy.



Graf 32: PCA 2 nalýza charakterizující vybrané čeledi makrozoobentosu; význam zkratek: zo_pv - zemědělské oblasti s přirozenou vegetací, n_zast - nesouvislá sídelní zástavba, np_les - nízký porost v lese, jehl - jehličnaté lesy.

8 Diskuse

Hodnocení makrozoobentosu je v současné době velmi intenzivně využíváno pro posuzování ekologického stavu evropských povrchových vod (Dahm et al., 2013). Uvedené je stanoveno ve Vodní rámcové směrnici Evropské unie WFD (2000), kde je včetně hodnocení makrozoobentosu doporučeno monitorovat výskyt ryb, fyto bentosu, phytoplanktonu a makrofyt. Široké možnosti monitoringu vychází z tvrzení, že různé skupiny organismů reagují na různé stresory kvůli jejich ekologickým a biologickým preferencím (Dahm et al., 2013). Hodnocení makrozoobentosu bylo v zájmové lokalitě vhodné i z hlediska charakteristiky popisované autory Dahm et Hering (2016). Autoři tvrdí, že populace makrozoobentosu často osidluje horské oblasti a pramenné úseky, důvod je především v málo pozměněných přirozených podmínkách. Předpoklad, se kterým je v případě porovnávání výsledků s jinými studiemi nutné počítat, je odlišné složení fauny v malých povodích pod 100 km² než v tocích s větším povodím (Lorenz et al. 2004).

Tetřívčí potok, jakožto přírodě-blízký vodní tok, je v porovnání se zbývajícími lokalitami charakteristický pestrým škálou habitatů. Vodní tok přirozeně meandruje, střídají se v něm tůňe a peřeje, které jsou charakteristické rozdílnou rychlostí proudění a pestrým složením sedimentů. Předpoklad pestrého složení bentosu na základě různé velikosti sedimentů a tedy odlišných habitatů charakterizují Allan et Castillo (2007). Sutherland (2012) tvrdí, že větší diverzita je očekávána s větší velikostí substrátu, tato charakteristika však neplatí pro substrát typu skalnaté dno a balvany.

V Tetřívčím potoce byl proveden ekohydromorfologický průzkum pomocí metody EcoRivHab (Altman, 2013). Výsledek provedeného průzkumu zařadil tento vodní tok do 2. ekohydromorfologického stupně (mírně antropogenně ovlivněný úsek), což bylo způsobeno především uměle vysazenou smrkovou monokulturou. Dalším antropogenním působením v povodí jsou pozůstatky odvodňovacích kanálů (Hintnaus, 2011).

I přes uvedené charakteristiky Tetřívčího potoka, lze očekávat, že lesní prostředí a velké zastínění toku má významné dopady na teplotu vody a optimální hodnoty chemismu. Zjištěné vysoké koncentrace CHSK_{Mn} a huminových látek jsou přirozeného původu z povodí vodního toku, konkrétně z podmačených smrčín a rašelinišť. Sponseller et al., (2001) uvádí, že jak teplota toku, tak i charakteristika substrátu je silně ovlivněna vegetačním pokryvem v oblasti říčních břehů. Vliv zalesněného povodí a charakter příbřežní zóny zajišťuje vstup

dřevní hmoty do vodního toku, což má za následek větší pestrost habitatů (Máčka et Krejčí, 2010). Dalším pozitivem je dostatečný přísun organického opadu do vodního toku, který slouží jako potrava pro vodní organismy. Uvedené charakteristiky předpokládaly pestrrou diverzitu společenstva makrozoobentosu v tomto toce, která byla výsledky potvrzena. Tetřívčí potok byl hodnocen z hlediska výsledků charakterizujících makrozoobentos jako tok s vysokou diverzitou a jedinečným složením společenstva.

Další výzkumnou lokalitou byla horní část Sviňovického potoka. Jedná se o značně antropogenně ovlivněný tok charakteristický jednotným typem koryta bez odlišných habitatů s jednotnou rychlostí proudění. Uvedený úsek byl hodnocen v bakalářské práci Stříbrného (2014) metodou EcoRivHab a byl v dílčích úsecích nejčastěji hodnocen číslem 4 (silně antropogenně ovlivněný úsek), a to především z důvodu přítomnosti betonového koryta a stálou rychlostí proudění. Zajímavé je však, že v malé míře dochází k poškození betonové dlažby a vlivem zalesněného okolí dochází k akumulacím dřevní hmoty v toku a tím se zvyšuje variabilita rychlosti proudění a hloubky. Jak již bylo zmíněno, dřevní hmota napomáhá k větší členitosti ve vodním toku (Grešková, 2007; Máčka et Krejčí, 2010).

Na základě uvedených charakteristik byly očekávány chudší hodnoty makrozoobentosu, které se nepotvrdily. Následující zmiňované charakteristiky naopak předpokládají pestré složení makrozoobentosu. Zalesněné okolí toku je významným prvkem pro společenstva bentosu jak uvádí Sponseller et al. (2001). Ve výsledcích jejich studie diverzita bentosu poklesla mezi povodími v nezalesněných oblastech. Lze také předpokládat dostatečné množství organického materiálu, který je pro bentos velmi důležitý a v neposlední řadě i významné zastínění toku, které má vliv na teplotu a další prvky charakterizující chemismus.

Druhá výzkumná část Sviňovického potoka je zcela odlišná od horní části toku a to díky provedené revitalizaci. Prováděné ekohydrologické průzkumy ve Sviňovickém potoce (Vondra, 2006; Stříbrný, 2014) poukazují na zlepšování hydro-morfologického stavu. V práci Stříbrného byla podle metodiky EcoRivHab revitalizovaná část hodnocena hodnotami 1 (přírodní úsek) a 2 (mírně antropogenně ovlivněný úsek). Z pohledu hydromorfologie toku byla revitalizace hodnocena jako úspěšná a tok je srovnatelný s tokem Tetřívčím. Otázka, kterou jsem si v této práci položila, se týkala úspěšnosti revitalizace z hlediska biologie.

Z hlediska struktury sedimentů, rychlosti proudění, využití půdy v povodí a výsledků hodnot makrozoobentosu se oba toky významně lišili. Z hlediska struktury sedimentů je

zajímavé větší zastoupení jemných sedimentů než v případě Tetřívčího potoka, uvedené bylo pravděpodobně způsobeno využitím půdy. Konkrétně je území kolem sledovaného úseku využíváno jako pastvina. Jak popisuje Sponseller et al. (2001) nevhodné využívání půdy může způsobit nárůst vstupu sedimentů do toku a změnit morfologii toku a ovlivnit bentos. Také pokrytí půdy v břehové oblasti má silný vliv na erozi břehů a na proměny související se sedimenty (Sponseller et al., 2001). V současnosti není v břehové části absence břehové vegetace, ale v porovnání s Tetřívčím potokem je v lokalitě menší zastínění toku. Z hlediska měření průtoku byl zkoumaný úsek srovnatelný s horním tokem, což vzhledem k větší morfologii koryta nebylo očekáváno. Morfologie koryta ve střední části toku je charakterizovaná střídáním přejímatých úseků a tůní, i přes to je zahloubení toku velmi malé (Stříbrný, 2014) v porovnání s Tetřívčím potokem.

Levostranný přítok Zbytinského potoka je podobně jako horní část Sviňovického potoka charakterizován jednotvárným betonovým korytem a dle očekávání jednotnou rychlostí proudění (Tavzes et al., 2006), která byla vyšší než ve Sviňovickém potoce. Okolí toku je v porovnání s ostatními lokalitami nejméně zastíněno, což má za následek nejen vyšší hodnoty teploty, ale i nárůst říční vegetace jak zmiňují ve své práci autoři Tavzes et al. (2006), kteří dále popisují minimální vstup organické hmoty do toku, což může také mít vliv na výskyt bentosu. Na kvalitu vody v toku se negativně promítá jednak hydromeliorace v povodí a také lokalizace dolní části toku v obci.

Vzorky makrozoobentosu byly odebírány pro hydrobiologický rozbor a za účelem zjištění kvality vodních toků. Dále za účelem zjištění, jak se liší společenstva bentosu na základě odlišných hydromorfologických podmínek v jednotlivých tocích a odlišných hodnot charakterizujících chemismus v toku. Jak popisuje Lorenz et al. (2004) složení říční bioty závisí nejen na přírodních faktorech (např. velikost toku, nadmořská výška nebo geologie povodí), ale i na tlaku ze strany člověka (např. ovlivnění kvality vody a hydromorfologie).

V odborné literatuře se lze často setkat s hodnocením bentosu na úroveň druhů. Pro účely této práce nebyla tato determinace cílem a to i vzhledem k náročnosti determinace a potřeby odborného vedení. Na základě dostupných určovacích klíčů byl makrozoobentos v této práci určen na úroveň čeledí.

V případě determinace bentosu na úroveň druhů by bylo možné hlouběji se zabývat jejich výskytem a vztahy mezi hydromorfologickými podmínkami a chemismem. Jednotlivé druhy se i v rámci jedné čeledi významně odlišují svými potravními specializacemi,

preferencí určitého životního prostředí a tolerancí např. ke kyselému prostředí jak charakterizují ve svých studiích autoři Pöckl (2003) na příkladu zástupců *Gammarus*, dále Horecký et al. (2013) nebo Feeley et Kelly-Quinn (2014). Determinace makrozoobentosu na určitou taxonomickou úroveň obvykle závisí na účelu výzkumu. V různých studiích se lze setkat s determinací bentosu na různé taxonomické úrovni – druhy (Tavzes et al., 2006), nejvýznamnější zástupci do druhů a zbytek do čeledí (Feeley et al., 2012) nebo do rodů (Sponseller et al., 2001).

Z výsledků této práce charakterizující společenstva makrozoobentosu jsou zajímavé ty společenstva, která jsou charakteristická výraznou odchylkou, například vysoké abundance jedné čeledi oproti ostatním. Ve vzorcích bylo velmi výrazné zastoupení čeledi *Gammaridae*, která se vyskytovala ve všech tocích ve velmi hojné míře. Podobné výsledky, které charakterizovaly velké abundance této čeledi, byly popsány v článku autorů Tavzes et al. (2006). Podobně Lorenz et al. (2004) popisují výskyt *Gammaridae*, téměř ve všech vzorcích a to se zabývali 390 odběrovými místy na území Německa.

Uvedená čeleď je charakteristická širokým areálem výskytu. Široký areál výskytu této čeledi je dán různými preferencemi konkrétních druhů, tudíž je vhodná determinace na úroveň druhů, jak bylo popsáno výše. Preference jednotlivých druhů se značně liší. Pöckl (2003) popisuje výskyt jednoho druhu v malých mělkých tocích s velkou rychlostí proudění a nízkou koncentrací živin a u jiného druhu popisuje jeho výskyt převážně ve velkých tocích s malým prouděním vody. Kelly (2002) předpokládá, že zástupci této čeledi jsou schopni využívat různé zdroje potravy a v případě potřeby přechází od drcení potravy k dravému způsobu získávání potravy. Autoři Allan et Castillo (2007) a Thorp et Covich (2010) uvádí, že v případě nízkých koncentrací Ca^{2+} klesá abundance zástupců korýšů, kteří jsou spolu s měkkýši citliví na tvrdost vody. Konkrétně rod *Gammarus* se běžně vyskytuje v tocích s hodnotami Ca^{2+} přibližně 3 mg/l, tento údaj splňovaly všechny odběry chemismu.

Další velmi výraznou čeledí, konkrétně v Tetřívčím potoce (odběr 2011 a 2012) byla čeleď *Chironomidae*. Uvedená čeleď je považována za vhodné bioindikátory chemismu horských pramenných toků i vzhledem k často vysokým abundancím (Horecký et al. 2013, Lencioni et al., 2012). Výskyt v Tetřívčím potoce byl pravděpodobně konkrétně v tůni, jelikož pro tuto čeleď je podle Relyea et al. (2012) typické, že se vyskytují v tůních a preferují jemné sedimenty. Pro lepší využití čeledi *Chironomidae*, by byla vhodná determinace na úroveň druhů nebo alespoň rodů (Waite et al. 2004), jelikož jednotlivé druhy se liší preferencemi v životním prostředí (Lencioni et al. 2012).

Mezi další významné čeledi, které byly zařazeny mezi 11 nejčastěji se vyskytujících čeledí v této práci, patří tři významné řády. Jedná se o řády *Ephemeroptera*, *Plecoptera* a *Trichoptera*, které byly charakterizovány v kapitole 3.4.1. Vzhledem k jejich vysoké sensitivitě na změny v jejich prostředí jsou charakterizovány i již výše popsaným EPT indexem. Podle Bojkové et Soldána (2103) je řád *Plecoptera* vysoce citlivý na změny v jejich habitatu a na všechny typy znečištění, zároveň se jedná o jednu z nejvíce ohrožených skupin makrozoobentosu. Výskyt těchto významných čeledí bylo možné předpokládat, ale jejich přítomnost v zájmové oblasti je velice významná z hlediska jejich vysoké citlivosti. Další významné čeledi jsou podle Boukala (2004) všichni zástupci čeledí *Elmidae*, jež jsou také dobrými indikátory čistoty vody.

Na základě odborné literatury, která hodnotí nejvíce se vyskytující čeledi v této práci, mohu společenstva makrozoobentosu charakterizovat, jako velice významná. Místy jsou společenstva i s výrazně abundantním zastoupením velmi citlivých čeledí. Tudíž se z hlediska makrozoobentosu jedná o velice dobře hodnocené lokality.

Determinované vzorky makrozoobentosu byly hodnoceny za využití mnoha charakteristik. Indexy, které byly využity v této práci k vyhodnocení společenstev bentosu, jsou intenzivně využívány v dalších odborných studiích (Tavzes et al., 2006; Feeley et al., 2012; Dahm et al., 2013).

Velmi významné a nejčastěji využívané jsou hodnoty BMWP skóre a ASTP indexu jejich výhodami je rychlé hodnocení kvality vody, ale stírána je individualita druhů (Kokeš et Vojtišková, 1999). Konkrétně Tetřívčí potok byl hodnocen i v minulosti autorkou Hryzáková (2008), která tento tok v jarním termínu roku 2006 hodnotila pomocí BMWP skóre a ASTP indexu a obě hodnoty zařadila do 2. třídy čistoty. Hodnoty jsou srovnatelné s hodnotami zjištěnými v této práci. Dále se stejným hodnocením zabýval Altman (2013), jehož výsledky z roku 2012 byly v této práci zahrnuty. Výsledky zahrnující všechny odběry jsou charakteristické zhoršováním kvality vodních toků, to je v případě uvedených indexů charakterizováno především nárůstem výskytu tolerantních druhů (Hawkes, 1998).

Dalším v literatuře velmi čtým indexem hodnotícím společenstva bentosu za účelem zjištění kvality vody je EPT index. Tento index je zaměřen na čeledi, které jsou vhodnými bioindikátory. Konkrétně netolerantní čeledi, které je snadné determinovat, jsou *Ephemeroptera* (jepice), *Plecoptera* (pošvatky) a *Trichoptera* (chrostíci). Uvedené čeledi jsou charakteristickými ukazateli narušení společenstev toků, jak zmiňuje (Wallace et al., 1996). Výsledné hodnoty charakterizující EPT a výše zmiňované indexy (BMWP skóre

a ASTP indexu) spolu souvisí v tom, že v jednotlivých lokalitách postupně dochází k úbytku netolerantních čeledí vůči zbytku společenstva.

Složením makrozoobentosu v tocích se zabývá velké množství studií, které charakterizují ukazatele, jež mají zásadní vliv na výskyt společenstva makrozoobentosu v toku. Podle autorů Tavzes et al., (2006) bentos reaguje jak na organické znečištění, tak i na změny habitatu, vlivy obou činitelů lze jen těžko oddělit.

Ve studii Feld et al. (2016) autoři popisovali negativní efekt na diverzitu bentosu z hlediska intenzivního využití půdy, což zmiňují také studie autorů Dahm et al. (2013) konkrétně v horských oblastech a Sponseller et al. (2001), kde vedle využití půdy v povodí, popisují i významný vliv břehové vegetace. Výsledky mé práce potvrzují výsledky v uvedených studiích. Úspěšnost revitalizace z hlediska bentosu nelze hodnotit za zcela úspěšnou a to především vzhledem k využití půdy v povodí – zemědělské využití a stále malé zastoupení vzrostlé břehové vegetace. V lokalitě je sledován pokles diverzity především od roku 2012, který je zapříčiněn uvedenými charakteristikami. Zajímavé je složení makrozoobentosu v lokalitě SVIN, které konkrétně v roce 2015 bylo charakterizováno vyššími abundancemi a diverzitou než v lokalitě SV_R, uvedené srovnání potvrzuje vliv využití krajiny a břehové vegetace, jelikož vliv chemismu nebyl natolik výrazný. Studie Sponseller et al., (2001) potvrdila, že převážně zemědělské oblasti byly dokumentovány vysokou hustotou bentosu často spojenou s dominantním postavením tolerantních taxonů, což je v případě lokality SV_R srovnatelné. Vedle vstupu sedimentů do vodního toku vlivem využití půdy, narůstá znečištění spolu se vstupem živin, pesticidů a také s hydromorfologickou degradací (Dahm et al., 2013). Vliv znečištění narůstal ve všech lokalitách, tudíž nelze tvrdit, že byl zásadní vliv pozorován pouze v revitalizované části.

Dahm et al., (2013) se zabývali i jinými organismy než jen bentosem a charakterizovali, že mezi stresory zahrnutými v jejich studii hrála velký význam kvalita vody, která byla hlavním kritickým faktorem pro všechny skupiny organismů v nížinných i horských tocích. Autoři Horecký et al. (2006) prokázal v horských tocích v Česku vztah mezi hodnotami pH vody a složením bentosu, dále poukázal i na závislost potravní nabídky a na množství organického materiálu v toku. Jednoznačně určit jaký činitel ovlivnil společenstvo makrozoobentosu není jednoduché a na vodní tok je třeba pohlížet, co nejvíce komplexně. Samotný odběr makrozoobentosu vždy charakterizuje aktuální stav v toku (Králová, 2001).

Tato práce přináší detailní charakteristiku toků z hlediska složení společenstev makrozoobentosu v šestiletém období. Odpovídá na otázku, jakým způsobem byl ovlivněn revitalizovaný úsek toku a také, jak se liší dva morfologicky odlišné toky z hlediska společenstev makrozoobentosu. I přes to by bylo vhodné mít větší srovnání dat charakterizujících makrozoobentos, konkrétně podzimní odběry a s rozbořem na úroveň nižších taxonomických jednotek. Uvedené je však natolik časově náročné, že by realizace byla velmi nepravděpodobná. Podstatné je zaměřit se na odběry makrozoobentosu pokud možno za co nejpodobnějších podmínek aby data byla, co nejvíce reprezentativní a současně s odběrem makrozoobentosu by bylo vhodné získat, velké množství parametrů charakterizujících vodní tok v době odběru. Do budoucna bych navrhovala se zaměřit na hodnocení společenstev bentosu po mimořádných událostech, jako jsou dlouhodobá sucha, povodně či výraznější zásah chemických parametrů. Dále jako další možnost výzkumu bych navrhovala hodnocení revitalizovaného úseku Sviňovického potoka z hlediska makrozoobentosu po delším časovém úseku. Složení makrozoobentosu by se mohlo změnit vlivem rozšíření se vegetace.

9 Závěr

Hodnocení makrozoobentosu nabízí přehled aktuálního stavu ve zkoumaném vodním toku. Jednotlivá společenstva makrozoobentosu se v různých lokalitách od sebe odlišují v závislosti na podmínkách, které na ně působí. Výrazné změny ve složení makrozoobentosu charakterizují změny v samotném toce nebo i v jeho okolí. Hodnocení vodních toků na základě makrozoobentosu má velice důležité postavení vedle dalších parametrů, kterými se hodnotí kvalita vodních toků.

Hlavním výsledkem práce je determinované společenstvo makrozoobentosu na úrovni čeledí a jeho vyhodnocení. Zastoupení jednotlivých čeledí společenstva makrozoobentosu bylo obdobné se srovnatelnými studiemi. Vyhodnocením diverzity v jednotlivých lokalitách byl zjištěn její pozvolný úbytek v rozmezí sledovaných let. Nejstabilnější diverzitu si uchovává lokalita v Tetřívčím potoce, která je charakteristická jedinečným zastoupením vzorků, které jsou typické podobným rozložením ve sledovaných letech. Nejvýraznější pokles diverzity je pozorován v revitalizované části Sviňovického potoka, což nebylo na základě hydromorfologických charakteristik očekáváno. Uvedený pokles si vysvětlují jako průběh sukcesních procesů, společenstev, která po revitalizaci osidlovala nové prostředí a dosahovala tedy výraznější diverzity. Revitalizovaný úsek byl z hlediska složení makrozoobentosu podobný lokalitě v levostranném přítoku Zbytinského potoka a to více, než s horním úsekem Sviňovického potoka. Horní úsek Sviňovického potoka, který byl sledován pouze v letech 2014 a 2015 je charakterizován pestřejší diverzitou než revitalizovaný úsek i s výraznějším zastoupením netolerantních čeledí.

Na základě vyhodnocených indexů bylo pozorováno narůstající organické znečištění sledovaných vodních toků. Největší míra znečištění byla pozorována v odběrové lokalitě v levostranném přítoku Zbytinského potoka a to jak na základě hodnot makrozoobentosu, tak i z hlediska zjištěných parametrů chemismu.

Na základě zjištěných výsledků považuji jako hlavní prvky ovlivňující společenstva makrozoobentosu vodních toků ve sledované lokalitě využití půdy a charakter příbřežní vegetace, především její stromové patro. Uvedené prvky mají výraznější vliv než struktura sedimentů dna a rychlost proudění. Pro výskyt bohaté diverzity makrozoobentosu mělo větší význam zastínění, s čímž jsou spojené malé výkyvy teplot a vyšší vstup organického materiálu do toku, který slouží jako potravní zdroj makrozoobentosu. Naopak lokality, kde

příbřežní vegetace byla málo vzrostlá, nebo zcela chybějící bylo složení společenstva makrozoobentosu chudší.

Tato práce má přínos především ve zpracování a vyhodnocení široké škály vzorků makrozoobentosu z odlišných lokalit v průběhu šesti let. Potenciál dalšího možného výzkumu vidím ve sledování změn ve společenstev makrozoobentosu po určitém časovém odstupu, především v lokalitě proběhlé revitalizace, kde by se v budoucnu mohlo změnit rozložení společenstva makrozoobentosu vlivem širokého pásu vzrostlé vegetace na březích toku.

10 Zdroje

ALLAN, J. D., (2004): Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 35, s. 257–284.

ALLAN, J. D., CASTILLO, M. M. (2007): Stream ecology: structure and function of running waters. 2. vydání, Springer, Dordrecht, s. 436.

ALTMANN, M. (2013): Hodnocení kvality vody a fyzického habitatu vodního toku ve vazbě na společenstva makrozoobentosu. Bakalářská práce. Katedra fyzické geografie a geoekologie PřF UK, Praha, 64 s.

ARCDATA PRAHA, s. r. o. Arc ČR 500, Digitální geografická databáze, verze 2.0a. Praha, 2001.

ARMITAGE, P. D., MOSS, D., WRIGHT, J. F., FURSE, M. T. (1983): The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. *Water res.*, 17, 3, s. 333-347, <http://www.cies.staffs.ac.uk/bmwptabl.htm>.

BALATKA, B., KALVODA, J. (2006): Geomorfologické členění reliéfu Čech. 1. vydání, Kartografie Praha, 79 s.

BECERRA-JURADO, G., HARRINGTON, R., KELLY-QUINN, M. (2012): A review of the potential of surface flow constructed wetlands to enhance macroinvertebrate diversity in agricultural landscapes with particular reference to Integrated Constructed Wetlands (ICWs). *Hydrobiologia*, 692, s. 121-130.

BEISEL, J. –N., USSEGLIO-POLATERA, P., THOMAS, S., MORETEAU, J.–C., (1998): Stream community structure in relation to spatial variation: the influence of mesohabitat characteristics. *Hydrobiologia*, 389, s. 73–88.

BERGFUR, J., DEMARS, B. O. L., FRIBERG, N., STUTTER, M. I., LANGAN, S. J. (2012): The Tarland Catchment Initiative and Its Effect on Stream Water Quality and Macroinvertebrate Indices. *Journal of Environmental Quality*, 41, s. 314–321.

BODE, R. W., NOVAK, M. A., ABELE, L. A. (1996): Quality assurance work plan for biological stream monitoring in New York State. In: Hazelton, P. (2003): Analysis of

Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera (EPT) Richness and Diversity of Guilford Creek, Guilford, NY. State University of New York at Oneonta.

BOJKOVÁ, J., SOLDÁN T. (2013): Stoneflies (Plecoptera) of the Czech Republic: species checklist, distribution and protection status. ACTA ENTOMOLOGICA MUSEI NATIONALIS PRAGAE, 53(2), s. 443–484.

BOUKAL, D., S. (2004): Vodní brouci (Coleoptera). In: Papáček, M.: Biota Novohradských hor: modelové taxony, společenstva a biotopy. Jihočeská univerzita, České Budějovice, s. 136–144.

BROOKS, J. A., HAEUSLER, T., REINFELDS, I., WILLIAMS, S. (2005): Hydraulic microhabitats and the distribution of macroinvertebrate assemblages in riffles. Freshwater Biology, 50, s. 331–344.

CARLSON, P. E., JOHNSON, R. K., MCKIE, B. G. (2013): Optimizing stream bioassessment: habitat, season, and the impacts of land use on benthic macroinvertebrates. Hydrobiologia, 704, s. 363–373.

CENTER FOR FRESHWATER BIOLOGY [online]. [cit. 2016-06-15], Dostupné z: http://www.cfb.unh.edu/StreamKey/html/biotic_indicators/indices/EPT.html.

THE INSTITUTE FOR ENVIRONMENTAL MODELING [online]. [cit. 2016-06-17], Dostupné z: <http://www.tiem.utk.edu/~gross/bioed/bealsmodules/shannonDI.html>.

CORINE LAND COVER (2015) [online]. [cit. 2017-07-20], Dostupné z: <https://geoportal.gov.cz/web/guest/eshop/gallery>.

CULEK, M. (1996): Biogeografické členění České republiky. Enigma, Praha, 2 sv. 347, 589 s.

CZERNIAWSKA-KUSZA, I. (2005): Comparing modified biological monitoring working party score system and several biological indices based on macroinvertebrates for water-quality assessment. Limnologica, 35, s. 169-176.

ČESKÁ GEOLOGICKÁ SLUŽBA [online]. [cit. 2017-07-11], Dostupné z: <http://mapy.geology.cz/pudy/>.

ČSN 75 7221 Jakost vod – Klasifikace jakosti povrchových vod. Praha: Vydavatelství norem, 1989.

DAHM, V., HERING, D. (2016): A modeling approach for identifying recolonisation source sites in river restoration planning. *Landscape Ecology*, 31, s. 2323–2342.

DAHM, V., HERING, D., NEMITZ, D., GRAF, W., SCHMIDT-KLOIBER, A., LEITNER, P., MELCHER, A., FELD, C. K. (2013): Effects of physico-chemistry, land use and hydromorphology on three riverine organism groups: a comparative analysis with monitoring data from Germany and Austria. *Hydrobiologica*, 704, s. 389-415.

DERKA, T., KOVÁČOVÁ, J., BULÁNKOVÁ, E. (2001): Význam substrátu pre štruktúru vybraných taxocenóz makrozoobentosu rieky Rudava. *Folia faunistica Slovaca*, 6, s. 59-68.

DIBAVOD [online] [cit. 2014-05-5] Dostupné z: <http://www.dibavod.cz/index.php?id=27>.

FEELEY, H., B., WOODS, M., BAARS, J.-R., KELLY-QUINN, M. (2012): Refining a kick sampling strategy for the bioassessment of benthic macroinvertebrates in headwater streams. *Hydrobiologia*, 683, s. 53-68.

FEELEY, H., B., KELLY-QUINN, M. (2014): Re-examining the effects of episodic acidity on macroinvertebrates in small conifer-forested streams in Ireland and empirical evidence for biological recovery. *Biology and Environment: Proceeding of the Royal Irish Academy*, 114B (3), s. 205-218.

FELD, C., K., BIRK, S., EME, D., GERISCH, M., HERING, D., KERNAN, M., MAILEHT, K., MISCHKE, U., OTT, I., PLETTERBAUER, F., POIKANE, S., SALGADO, J., SAYER, C., D., WICHELEN, J., MALARD, F. (2016): Disentangling the effects of land use and geo-climatic factors on diversity in European freshwater ecosystems. *Ecological Indicators*, 60, s. 71-83.

GILLER, P., S., MALMQVIST, B. (2000): The biology of streams and rivers. Oxford University Press, Oxford, 296 s.

GREŠKOVÁ, A., LEHOTSKÝ, M., PASTUCHOVÁ, Z. (2008): Influence of morphohydraulic habitat structure on invertebrate communities (Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera). *Biologia* 63/5, s. 720-729.

GREŠKOVÁ, A., LEHOTSKÝ, M., PASTUCHOVÁ, Z. (2007): Morfohydraulická struktura dna koryta malého vodného toku a společenství makrozoobentosu. *Geografický časopis*, 59 (1), s. 25-45.

GUSE, B., KAIL, J., RADINGER, J., SCHRÖDER, M., KIESEL, J., HERING, D., WOLTER, C., FOHRER, N. (2015): Eco-hydrologic model cascades: Simulating land use and climate change impacts on hydrology, hydraulics and habitats for fish and macroinvertebrates. *Science of the Total Environment*, 533, s. 542-556.

HARTMAN, P., PŘIKRYL, I., ŠTĚDRONSKÝ, E. (2005): *Hydrobiologie*. 3. vydání, Informatorium, Praha, 359 s.

HÄUFLER, V., KORČÁK, J., KRÁL, V. (1960): *Zeměpis Československa*. ČSAV, Praha, 667 s.

HAWKES, H. A. (1998): Origin and development of the biological monitoring working party score system. *Water Resources* 32, s. 964–968.

HAZELTON, P. (2003): Analysis of Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera (EPT) richness and diversity of Guilford Creek, Guilford, NY. New York: SUNY Oneonta.

HERING, D., BUFFAGNI, A., MOOG, O., SANDIN, L., SOMMERHÄUSER, M., STUBAUER, I., FELD, C., JOHNSON, R., PINTO, P., SKOULIKIDS, N., VERDONSCHOT, P., ZAHŘÁDKOVÁ, S. (2003): The Development of a System to Assess the Ecological Quality of Streams Based on Macroinvertebrates – Design of the Sampling Programme within the AQEM Project. *International Review Hydrobiology*, 88, s. 345-361.

HERING, D., MEIER, C., RAWER-JOST, C., FELD, C. K., BISS, R., ZENKER, A., SUNDERMANN, A., LOHSE, S., BÖHMER, J. (2004) Assessing streams in Germany with benthic invertebrates: selection of candidate metrics. *Limnologia*, 34, s. 398-415.

HERING, D., VON BERTRABA, G. M., KREINB, A., STENDERA, S., THIELEN, F., (2013): Is fine sediment deposition a main driver for the composition of benthic macroinvertebrate assemblages? *Ecological Indicators*, 24, s. 589–598.

HINTNAUS, I. (2011): Vliv sněhové pokrývky na odtok vody z povodí v zalesněném a nezalesněném prostředí. Diplomová práce. Katedra fyzické geografie a geoekologie PříF UK, Praha, 143 s.

- HORECKÝ, J., STUHLÍK, E., CHVOJKA, P., HARDEKOPF, D., MIHALJEVIČ, M., ŠPAČEK, J. (2006): Macroinvertebrate Community and Chemistry of the Most Atmospherically Acidified Streams in the Czech Republic. *Water, Air, and Soil Pollution*. 173, s. 261-272.
- HORECKÝ, J., RUCKI, J., KRÁM, P., KŘEČEK, J., BITUŠÍK, P., ŠPAČEK, J., STUHLÍK, E. (2013): Differences in benthic macroinvertebrate structure of headwater streams with extreme hydrochemistry. *Biologia*, 68, 2, s. 303-313.
- HRYZÁKOVÁ, K. (2008): Srovnávací analýza jakosti povrchových vod v povodích horní Blanice, Liběchovky a Rolavy. Diplomová práce. Ústav pro životní prostředí Přf UK, Praha, 85 s.
- HUJSLOVÁ, J. (2010): Dynamika revitalizovaného koryta Sviňovického potoka. Diplomová práce. Katedra fyzické geografie a geoekologie Přf UK, Praha, 78 s.
- JÄHNIG, S. C., BRUNZEL, S., GACEK, S., LORENZ, A. W., HERING, D. (2009): Effects of re-braiding measures on hydromorphology, floodplain vegetation, ground beetles and benthic invertebrates in mountain rivers. *Journal of Applied Ecology*, 46, s. 406-416.
- JENSEN, K., TREPEL, M., MERRITT, D., ROSENTHAL, G. (2006): Restoration ecology of river valleys. *Basic and Applied Ecology*, 7, s. 383—387.
- JONES, J. I., COLLINS, A. L., NADEN, P. S., SEAR, D. A. (2011): The relationship between fine sediment and macrophytes in rivers. *River research and applications*, 28, s. 1006–1018.
- JUST, T. (2003): Revitalizace vodního prostředí. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha, 144 s.
- KAIL, J., WOLTER, C. (2011): Analysis and evaluation of large scale river restoration planning in Germany to better link river research and management. *River Research and Application*, 27, s. 985–999.
- KALKUS, J. (2016): Vliv odvodňovacích příkopů na hydrologický režim lesního povodí. Diplomová práce. Katedra fyzické geografie a geoekologie Přf UK, Praha, 94 s.

- KELLY, D., W., DICK, J., T., A., MONTGOMERY, W., I. (2002): The functional role of Gammarus (Crustacea, Amphipoda): shredders, predators, or both? *Hydrobiologia*, 485, s. 199–203.
- KLIMENT, Z., MATOUŠKOVÁ, M., ŠOBR, M., POTŮČKOVÁ, M., HUJSLOVÁ, J. (2008): Fluvial dynamics and selected methods of ecohydrological monitoring of restored Sviňovický brook channel. *Geographica*, Praha, 1-2, s. 125-144.
- KODYM, O., ČECH, V. (1962): Geologická mapa ČSSR. Mapa předčtvrtohorních útvarů 1:200 000 M-33-XXVI Strakonice. ÚÚG, Praha.
- KOHOUTEK, F., DAVÍDEK, B., HOUSER, M. (1987): Československé řeky: kilometráž. 2. vydání. Olympia, Praha, 343 s.
- KOKEŠ, J., NĚMEJCOVÁ, D. (2006): Metodika odběru a zpracování vorku makrozoobentosu tekoucích vod metodou perla. Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka [online]. [cit. 2014-04-20], Dostupné z: [http://www.mzp.cz/C1257458002F0DC7/cz/prehled_akceptovanych_metodik_tekoucich_vod/\\$FILE/OOV-tek_makrozoobentos_broditelne-20130418.pdf](http://www.mzp.cz/C1257458002F0DC7/cz/prehled_akceptovanych_metodik_tekoucich_vod/$FILE/OOV-tek_makrozoobentos_broditelne-20130418.pdf).
- KOKEŠ, J., VOJTÍŠKOVÁ, D. (1999): Nové metody hodnocení makrozoobentosu tekoucích vod. Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, Praha, 83 s.
- KROČA, J. (2016): Stoneflies (Plecoptera) of the Javorníky Mts (Czech Republic). *Acta Mus. Siles. Sci. Natur*, 65, s. 105–116.
- KRÁLOVÁ, H. (2001): Řeky pro život: revitalizace řek a péče o nivní biotopy. ZO ČSOP Veronika, Brno, 439 s.
- KRÁLOVEC, V., KLIMENT, Z., VLČEK, L. (2012): Vliv rozdílného krajinného a půdního pokryvu na odtokovou odezvu v malých povodích. In: Voda a krajina, Sborník příspěvků konference Voda a krajina 19. 9. 2012, ČVUT. 151-158
- KRÁLOVEC, V., KLIMENT, Z., VLČEK, L. (2016): Hodnocení retence vody v půdě v lesním a nelesním prostředí. *Zprávy lesnického výzkumu*, 61 (3), s. 181-189.
- LAFONT, M. (2011): Towards ecohydrological approach of biomonitoring on running water. *Ecohydrology & Hydrobiology*, 11, s. 9–22.

- LANGE, K., TOWNSEND, C. R., MATTHAEI, C. D. (2014): Can biological traits of stream invertebrates help disentangle the effects of multiple stressors in an agricultural catchment? *Freshwater Biology*, 59., s. 2431–2446.
- LANGHAMMER, J. (2002): Kvalita povrchových vod a jejich ochrana. Přírodovědecká fakulta UK v Praze, Praha, s. 225.
- LARNED, S. T., DATRY, T., ARSCOTT, D. B., TOCKNER, K. (2010): Emerging concepts in temporary-river ecology. *Freshwater Biology*, 55, s. 717–738.
- LEHOTSKÝ, M., PASTUCHOVÁ, Z., BULÁNKOVÁ, E., KOKAVEC, I.(2016): Testing for longitudinal zonation of macroinvertebrate fauna along a small upland headwater stream in two seasons. *Biologia*, 71/5, s. 574–582.
- LENCIONI, V., MARZIALI, L., ROSSARO, B. (2012): Chironomids as bioindicators of environmental quality in mountain springs. *Freshwater Science*, 31(2), s. 525-541.
- LEPORI, F., PALM, D., BRÄNNÄS, E., MALMQVIST, B. (2005): Does restoration of structural heterogeneity in streams enhance fish and macroinvertebrate diversity?. *Ecological Application*, 15, s. 2060-2071.
- LEPS, M., TONKIN, J. D., DAHM, V., HAASE, P., SUNDERMANN, A. (2015): Disentangling environmental drivers of benthic invertebrate assemblages: The role of spatial scale and riverscape heterogeneity in a multiple stressor environment. *Science of the Total Environment*, 536, s. 546-556.
- LORENZ, A., FELD, K., C., HERING, D. (2004): Typology of streams in Germany based on benthic invertebrates: Ecoregions, zonation, geology and substrate. *Limnologica*, 34, s. 379-389.
- MÁČKA, Z., KREJČÍ, L. (2010): Morfologické a sedimentologické účinky říčního dřeva v korytě Černé Opavy. *Geologické výzkumy na Moravě a ve Slezku*, roč. 17, 1-2, s. 69-75.
- MALÝ, A. (2009): Vliv rozdílného využití krajiny na srážko-odtokový proces v experimentálních povodích Zbytiny. Diplomová práce. Katedra fyzické geografie a geoekologie Přf UK, Praha, 151 s.

- MARZIN, A., VERDONSCHOT, P. F. M., PONT, D. (2013): The relative influence of catchment, riparian corridor, and reach-scale anthropogenic pressures on fish and macroinvertebrate assemblages in French rivers. *Hydrobiologica*, 704, s. 375-388.
- MATOUŠKOVÁ, M. (2003): Ekohydrologický monitoring jako podklad pro revitalizaci vodních toků: Modelová studie povodí Rakovnického potoka. Disertační práce. Katedra fyzické geografie a geoekologie PřF UK, Praha, 219 s.
- MATOUŠKOVÁ, M. (2007): Revitalizace vodních ekosystémů a jejich význam v protipovodňové ochraně. In: Langhammer, J.: Povodně a změny v krajině. PřF UK v Praze, MŽP ČR, Praha, s. 343-355.
- MEIER, C., BÖHMER, J., BISS, R., FELD, C., HAASE, P., LORENZ, A., RAWER-JOST, C., ROLAUFFS, P., SCHINDEHÜTTE, K., SCHÖLL, F., SUNDERMANN, A. (2006): Weiterentwicklung und Anpassung des nationalen Bewertungssystems für Makrozoobenthos an neue internationale Vorgaben. Abschlussbericht im Auftrag des Umweltbundesamtes. [online] [cit. 2017-07-20] Dostupné z <http://www.fliessgewaesserbewertung.de>.
- MINISTERSTVO VNITRA ČESKÉ REPUBLIKY [online]. [cit. 2017-07-11], Dostupné z: <http://www.mvcr.cz/clanek/statistiky-pocty-obyvatel-v-obcich.aspx>.
- MÜNZE, R., ORLINSKIY, P., GUNOLD, R., PASCHKE, A., KASKE, O., BEKETOV, M. A., HUNDT, M., BAUER, C., SCHÜRMANN, G., MÖDER, M., LIESS, M. (2015): Pesticide impact on aquatic invertebrates identified with Chemcatcher® passive samplers and the SPEARpesticides index. *Science of the Total Environment*, 537, s. 69-80.
- NEUHÄUSLOVÁ-NOVOTNÁ, Z., MORAVEC, J., (1998): Mapa potenciální přirozené vegetace České republiky [Měřítko 1:500 000]. Kartografie, Praha.
- NICHOLS, J., HUBBART, J. A., POULTON, B., C. (2016): Using macroinvertebrate assemblages and multiple stressors to infer urban stream system condition: a case study in the central US. *Urban Ecosystem*, 19, s. 79–704.
- NOGARO, G., DATRY, T., MERMILLOD-BLONDIN, F., DESCLOUX, S., MONTUELLE, B. (2010): Influence of streambed sediment clogging on microbial processes in the hyporheic zone. *Freshwater Biology*, 55, s. 1288–1302.

NOVÁKOVÁ, B. (2014): Vliv diversity habitatů a akumulací dřevní hmoty na společenstva makrozoobentosu. Bakalářská práce. Katedra fyzické geografie a geoekologie Přf UK, Praha, 45 s.

PADRO, I., ARMITAGE, P. (1997): Species assemblages as descriptors of mesohabitats. *Hydrobiologia*, 344, s. 111–128.

PALMER, M. A., BERNHARDT, E. S., ALLAN, J. D., LAKE, P. S., ALEXANDER, G., BROOKS, S., CARR, J., CLAYTON, S., DAHM, C. N., FOLLSTAD SHAN, J., GALAT, D. L., LOSS, G., GOODWIN, P., HART, D. D., HASSETT, B., JENKINSON, R., KONDOLF, G. M., LAVE, R., MEYER, J. L., O'DONNELL T. K., PAGANO, L., SUDDUTH, E. (2005): Standarts for ecologically successful river restoration. *Journal of Aplied ecology*, 42, s. 208–217.

PALMER, M. A., MENNINGER, H. L., BERNHARDT, E. (2010): River restoration, habitat heterogeneity and biodiversity: a failure of theory or practice?. *Freshwater Biology*, 55, s. 205–222.

PASTUCHOVÁ, Z., GREŠKOVÁ, A., LEHOTSKÝ, M. (2010): Spatial distribution pattern of macroinvertebrates in relation to morphohydraulic habitat structure: perspectives for ecological stream assesment. *Polish journal of ecology*, 58, s.347–360.

PASTUCHOVA, Z., LEHOTSKY, M., GREŠKOVA, A. (2008): Influence of morphohydraulic habitat structure on invertebrate communities (Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera). *Biologia*, 63, s. 720–729.

PENNAK, R., W. (1989): Fresh-water invertebrates of the United States. In: Giller, P., S., Malmqvist, B. (2000): The biology of streams and rivers. Oxford Univ. Press, Oxford, 296 s.

PÖCKL, M., WEBB, B., W., SUTCLIFFE, D., W. (2003): Life history and reproductive capacity of *Gammarus fossarum* and *G. roeseli* (Crustacea: Amphipoda) under naturally fluctuating water temperatures: a simulation study. *Freshwater Biology* 48, s. 53–66.

QUITT, E. (1971): Klimatické oblasti Československa. Geografický ústav ČSAV, Brno, 82 s.

RELYEA, C. D., MINSHALL, G. W., DANEHY, R. J. (2012): Development and Validation of an Aquatic Fine Sediment Biotic Index. *Environmental Management*, 49, s. 242–252.

- RICE, S., GREENWOOD, M., JOYCE, C. (2001): Tributaries, sediment sources, and the longitudinal organisation of macroinvertebrate fauna along river systems. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 58, s. 824–840.
- ROBINSON, C. T., SCHUWIRTH, N., BAUMGARTNER, S., STAMM, C. (2014): Spatial relationships between land-use, habitat, water quality and lotic macroinvertebrates in two Swiss catchments. *Aquatic Sciences*, 76, s. 375–392.
- ROLAUFFS, P., STUBAUER, I., ZAHŘÁDKOVÁ, S., BRABEC, K., MOOG, O. (2004): Integration of the saprobic system into the European Union Water Framework Directive. *Hydrobiologica*, 516, s. 285–298.
- RONI, P., HANSON, K., BEECHIE, T. (2008): Global review of the physical and biological effectiveness of stream habitat rehabilitation techniques. *North American Journal of Fisheries Management*, 28, s. 856–890.
- ROŠTINSKÝ, P., MÁČKA, Z., KREJČÍ, L. (2010): Morfologické účinky dřevní hmoty v meandrujících řekách – příklady ze Svatky, Lužnice a Moravy. XXII sjezd České geografické společnosti Ostrava, s. 89–95.
- ROZKOŠNÝ, R.: (1980): Klíč vodních larev hmyzu. 1. vydání, Československá akademie věd, Praha, 524 s.
- SANDIN, L., HERING, D. (2004): Comparing macroinvertebrate indices to detect organic pollution Gross Europe: a contribution to the ECWater Framework Directive intercalibration. *Hydrobiologia*, 516, s. 55–68.
- SAWA, K., POPEK, Z. (2011): Analysis of the connections between hydromorphological conditions and biocenotic diversity on the example of the Zwoleńka River. *Land Reclamation*, 43, s. 173–184.
- SPÄNHOF, B., ALECKE, C., MEYER, E., I. (2000): Colonization of submerged twigs and branches of different wood genera by aquatic macroinvertebrates. *International Review of Hydrobiology*, 85, s. 49–66.
- SPONSELLER, R., A., BENFIELD, E., F., VALETT, H., M. (2001): Relationships between land use, spatial scale and stream macroinvertebrate communities. *Freshwater Biology*, 46, s. 1409–1424.

STEPHENSON, J. M., MORIN, A. (2009): Covariation of stream community structure and biomass of algae, invertebrates and fish with forest cover at multiple spatial scales – Canada. *Freshwater Biology*, 54, s. 2139–2154.

STŘÍBRNÝ, M. (2014): Hodnocení diverzity fyzického habitatu drobných vodních toků. Aplikace v experimentálních povodích horní blanice. Bakalářská práce. Katedra fyzické geografie a geoekologie PřF UK, Praha, 64 s.

SUNDERMANN, A., ANTONS, C., CRON, N., LORENZ, A. W., HERING, D., HAASE, P. (2011): Hydromorphological restoration of running waters: effects on benthic invertebrate assemblages. *Freshwater biology*, 56, s. 1689–1702.

SUNDERMANN, A., GERHARDT, M., KAPPES, H., HAASE, P. (2013): Stressor prioritisation in riverine ecosystems: Which environmental factors shape benthic invertebrate assemblage metrics? *Ecological indicators*, 27, s. 83–96.

SUTHERLAND, A. B., CULP, J. M., BENOY, G. A. (2012): Evaluation of Deposited Sediment and Macroinvertebrate Metrics Used to Quantify Biological Response to Excessive Sedimentation in Agricultural Streams. *Environmental Management*, 50, s. 50–63.

SYNÁČKOVÁ, M. (1996): Čistota vody. ČVUT v Praze, Praha.

TOLASZ, R., BRÁZDIL, R., BULÍŘ, O., DOBROVOLNÝ, P., DUBROVSKÝ, M., HÁJKOVÁ, L., HALÁSOVÁ, O., HOSTÝNEK, J., JANOUC, M., KOHUT, M., KRŠKA, K., KŘIVANCOVÁ, S., KVĚTOŇ, V., LEPKA, Z., LIPINA, P., MACKOVÁ, J., METELKA, L., MÍKOVÁ, T., MRKVICA, Z., MOŽNÝ, M., NEKOVÁŘ, J., NĚMEC, L., POKORNÝ, J., REITSCHLÄGER, J. D., RICHTEROVÁ, D., ROŽNOVSKÝ, J., ŘEPKA, M., SEMERÁDOVÁ, D., SOSNA, V., STRÍŽ, M., ŠERCL, P., ŠKÁCHOVÁ, H., ŠTĚPÁNEK, P., ŠTĚPÁNKOVÁ, P., TRNKA, M., VALERIÁNOVÁ, A., VALTER, J., VANÍČEK, K., VAVRUŠKA, F., VOŽENÍLEK, V., VRÁBLÍK, T., VYSOUDIL, M., ZAHRADNÍČEK, J., ZUSKOVÁ, I., ŽÁK, M., ŽALUD, Z. (2007): Atlas podnebí Česka. Climate Atlas of Czechia. CHMÚ a Univerzita Palackého, Praha a Olomouc, 256 s.

TOMÁŠEK, M. (2007): Půdy České republiky. 4. vydání, Česká geologická služba, Praha, 67 s.

- TAVZES, B., URBANIČ, G., TOMAN, M., J. (2006): Biological and hydromorphological integrity of the small urban stream. *Physics and Chemistry of the Earth*, 31, S. 1062–1074.
- UHEREK, C. B., GOUVEIA, F. B. P. (2014): Biological Monitoring Using Macroinvertebrates as Bioindicators of Water Quality of Maroaga Stream in the Maroaga Cave System, Presidente Figueiredo, Amazon, Brazil. *International Journal of Ecology*, Article ID 308149, 7 pages.
- VLČEK, L. (2017): Retence vody v půdách horských oblastí na příkladu Šumavy. Disertační práce. Katedra fyzické geografie a geoekologie Přf UK, Praha, 127 s.
- VONDRA, F. (2004): Ekomorfologický monitoring v povodí horní Blanice. Diplomová práce. Katedra fyzické geografie a geoekologie Přf UK, Praha, 102 s.
- VOSHELL, J. R. (2002): A Guide to Common Freshwater Invertebrates of North America, The McDonald and Woodward Publishing, Granville, NY, USA, 456.
- WAITE, I., R., HERLIHY, A., T., LARSEN, D., P., URQUHART, N., S., KLEMM, D., J. (2004): The effects of macroinvertebrate taxonomic resolution in large landscape bioassessments: an example from the Mid-Atlantic Highlands, U.S.A. *Freshwater Biology*, 49, s. 474-489.
- WALLACE, J., B., GRUBAUGH, J., W., WHILES, M., R., (1996): Biotic indices and stream ecosystem processes: results from an experimental study. *Ecological Applications*, 6, s. 140–151.
- WATER FRAMEWORK DIRECTIVE (2000): Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy as amended by Decision 2455/2001/EC and Directives 2008/32/EC, 2008/105/EC and 2009/31/EC. [online]. [cit. 2017-01-20], Dostupné z: http://ec.europa.eu/environment/water/water-framework/index_en.html.
- WV Department of environmental protection, [online]. [cit. 2015-07-11], Dostupné z: http://www.dep.wv.gov/WWE/getinvolved/sos/Documents/SOPs/PebbleCount_Methods.pdf
- YAO, J., COLAS, F., SOLIMINI, A. G., BATTIN, T. J., GAFNY, S., MORAIS, M., PUIG, M. A., MARTÍ, E., PUSCH, M. T., VOREADOU, C., SABATER, F., JULIEN, F., SÁNCHEZ-PÉREZ, J. M., SAUVAGE, S., VERVIER, P., GERINO, M. (2017):

Macroinvertebrate community traits and nitrate removal in stream sediments. *Freshwater Biology*, s. 1–16.

11 Seznam příloh

Příloha 1: Souhrnná tabulka vzorků makrozoobentosu

Příloha 2: Vypočítané parametry a indexy na základě dat o makrozoobentosu

Příloha 3: Souhrnná tabulka charakterizující 11 vybraných čeledí ze vzorků makrozoobentosu

Příloha 4: Vyhodnocení abundancí makrozoobentosu za využití rank/abundance grafu.

Příloha 5: Orientační zařazení parametrů chemismu do příslušných tříd jakosti vody ve sledovaných vodních tocích v termínech odběrů makrozoobentosu.

